



Revista de CIENCIAS AMBIENTALES

Tropical Journal of Environmental Sciences



Percepción y decisión económica de productores locales: el rol del pago por servicios ambientales para dos tipos de bosque en la región Huetar norte, Costa Rica

Perception and Economic Decision of Local Producers: the Role of Payment for Environmental Services for Two Types of Forest in the Northern Huetar Region, Costa Rica

Víctor Meza ^a Guillermo Navarro ^b y Beno Pokorny ^c

^a El autor es investigador del Instituto de Investigación y Servicios Forestales de la Universidad Nacional, Costa Rica. ^b El autor es especialista en economía y manejo forestal, es decano de asuntos académicos de la Universidad Earth, Costa Rica. ^c El autor es especialista en sociología forestal, es asistente científico de la Universidad de Freiburg, Alemania.

Director y Editor:

Dr. Eduardo Mora-Castellanos

Consejo Editorial:

Enrique Lahmann, UICN, Suiza
Enrique Leff, UNAM, México
Marielos Alfaro, Universidad Nacional, Costa Rica
Olman Segura, Universidad Nacional, Costa Rica
Rodrigo Zeledón, Universidad de Costa Rica
Gerardo Budowski, Universidad para la Paz, Costa Rica

Asistente:

Rebeca Bolaños-Cerdas



Percepción y decisión económica de productores locales: el rol del pago por servicios ambientales para dos tipos de bosque en la región Huetar norte, Costa Rica

VÍCTOR MEZA, GUILLERMO NAVARRO y BENNO POKORNY

RESUMEN/ABSTRACT

Se evaluó el comportamiento financiero de tres formatos de pago por servicios ambientales (PSA) sobre el valor del bosque (VB), a partir de una primera cosecha forestal en bosques clasificados en dos tipos, de acuerdo con la dominancia de *Pentaclethra macroleoba* en combinación con palmas (Bosque Pp) o en combinación con *Carapa guianensis* (Bosque Pc). En estos bosques se construyeron funciones de producción típicas del manejo forestal sostenible (MFS) y de la rentabilidad para dos condiciones de cosecha durante un ciclo de corta. El resultado de estos valores del bosque demostró que ningún esquema actual de manejo forestal sostenible y/o de pago por servicios ambientales puede competir con los precios de los terrenos propuestos en el mercado ni con la elevada demanda y acumulación de tierras dedicadas a cultivos muy rentables. Complementariamente, se consideró la percepción de los productores locales hacia la compatibilidad del manejo forestal sostenible y el pago por servicios ambientales, junto con el valor del bosque, para establecer sus preferencias sobre determinados usos del suelo.

The financial behavior of three schemes for payments for environmental services (PES) adjusted to the forest value (FV) was assessed, starting from a first forest harvest, which were classified into two types according to the dominance of Pentaclethra macroleoba combined with palms (Forest Pp) or combined with Carapa guianensis (Forest Pc). In these forests, common production functions of sustainable forest management (SFM), and functions of profitability were elaborated for two conditions of harvesting during a cutting cycle. The result of these forest values shows that any current scheme for sustainable forest management and/or payments for environmental services can't compete when compared to land values paid by the market with high demand and accumulation of land by highly profitable crops. Complementary, it was analyzed the compatibility between sustainable forest management and payments for environmental services with local farmer's perceptions, which together with forest values explain their preferences for determined land uses.

Palabras clave: valor del bosque, decisión local, manejo forestal, conservación de bosques, política forestal, Costa Rica.

Keywords: land forest values, local decision-making, forest management, forest conservation, forest policy, Costa Rica.

La conservación de los bosques se asocia a una serie de factores que trascienden la capacidad intrínseca de los ecosistemas de responder a perturbaciones naturales o antropogénicas –resiliencia–; de estos componentes, los sociales llegan a ser tan complejos de entender como los ecológicos. La percepción de valor que un productor local tenga

sobre su bosque o el rol que juegan las actuales estructuras institucionales en mejorar la satisfacción de participar en esquemas para la protección de bosques, son aspectos que influyen directamente en la permanencia de los bosques. La percepción y satisfacción local pueden ser definidas en términos de preferencias y deseos personales. Por lo tanto, son influenciadas por estructuras y redes sociales que crean una alta diversidad de patrones: temporal, espacial y socialmente específicos (Start y Johnson, 2004) o por la dependencia que se tenga sobre los recursos naturales para satisfacer sus necesidades (Ostrom et al., 1999). Como resultado, cada actor o grupo de usuarios está lejos de la homogeneidad

Los autores son ingenieros forestales. V. Meza es investigador del Instituto de Investigación y Servicios Forestales de la Universidad Nacional. G. Navarro, especialista en economía y manejo forestal, es decano de asuntos académicos de la Universidad Earth. B. Pokorny, especialista en sociología forestal, es asistente científico de la Universidad de Freiburg, Alemania. [Fecha de recepción: febrero, 2011. Fecha de aceptación: marzo, 2011.]

(Berkes, 2009). En consecuencia, al final, el resultado de las relaciones entre un productor local y su contexto rural (mundo real) definirá el estilo de sistema productivo predominante que, a su vez, reflejará las preferencias que un productor tenga sobre los usos específicos de la tierra. Sin embargo, generalmente la mayoría de los tomadores de decisiones en proyectos de conservación y desarrollo olvidan estos aspectos. Así, la evidencia muestra que, en diferentes regiones del mundo, agentes privados prefieren deforestar, liquidar la madera y cambiar el uso de bosques hacia otras actividades productivas (Kishor y Constantino, 1993).

Los desafíos actuales para la conservación de bosques en Costa Rica son muchos, no obstante, está de moda la respuesta de los ecosistemas forestales ante el cambio climático. Sin embargo, para los autores, la fragmentación, producto de una realidad social, merece la misma importancia y atención que el desafío anterior. Tanto el efecto del cambio climático como la fragmentación de bosques constituyen problemas complejos de entender y, más aún, de resolver. Enfrentar esta problemática en la región norte de Costa Rica no es tarea fácil, sobre todo al identificar gran cantidad de tierras dedicadas al cultivo de la piña. Este fenómeno provocó un aumento en el precio de la tierra en el mercado, hasta valores que la conservación tradicional de bosques –influenciada por la sobrerregulación del uso de los recursos forestales y una compensación económica por medio del pago por servicios ambientales– no puede competir con las rentas alternas que genera este tipo de actividad. Por consiguiente, las tierras disponibles para la producción de bienes y servicios por parte del manejo forestal han disminuido, principalmente, para productores locales que tienen poca o ninguna capacidad de capitalización. Con el agravante, para comunidades locales, de que las políticas de conservación se han basado más en la sobre-regulación que en el fomento de las sinergias entre bosques y gente, ignorando el uso tradicional del suelo como una forma para conservar la diversidad biológica (Doliska et al., 2007). Ante esta problemática, el presente trabajo pretende medir el peso financiero del valor del bosque, en tres escenarios diferentes para desarrollar el esquema de pago por servicios ambientales y su relación con el precio de la tierra en el mercado, como criterio de aceptación o rechazo del manejo forestal sostenible –según la norma nacional– para definir la voluntad de pago de los productores locales. A su vez, se incluye una breve descripción del costo de oportunidad de la tierra como instrumento para influir en el ordenamiento territorial; y el papel de las preferencias de los productores locales hacia determinados usos del suelo.

Costo de oportunidad de la tierra y ordenamiento en el uso del suelo

El uso socialmente aceptado que debería tener el suelo, en un sentido más amplio, lo define el propietario: dedicar la tierra a la actividad forestal o a otros usos alternativos; esto a pesar de la prohibición al cambio de uso del suelo que establece la norma (Ley Forestal 7575). Sin embargo, esta decisión no se toma a la ligera, dependerá de aspectos biofísicos como: la capacidad de uso del suelo, la distancia por recorrer hasta donde se ubican los mercados, las restricciones legales para el uso del recurso, los costos de transacción para el acceso a la legalidad y el acceso a caminos. Los aspectos culturales también son importantes: el conocimiento tradicional, las creencias, los deseos y las preferencias. A partir de un enfoque socioeconómico, se busca explicar la dinámica en el cambio del paisaje rural a través del costo de oportunidad de la tierra, el cual debe asumirse como la oportunidad desaprovechada. Este enfoque se basa en la pérdida de producción resultante de usos alternativos del capital en diferentes proyectos (Dixon et al., 1998). Como consecuencia, si el monto del pago por servicios ambientales más el ingreso por el manejo forestal sostenible es mayor a los costos de producción y de oportunidad, los productores locales probablemente decidirán no cambiar sus prácticas tradicionales y mantendrán el uso del suelo. Pero, si por el contrario, los productores tienen la certeza de que los cambios en sus actividades de producción representan un ingreso adicional para asegurar sus medios de vida, es muy probable que decidan cambiar (Kido y Kido, 2006) a otros sistemas productivos y, así, abandonar el manejo forestal sostenible como alternativa productiva.

Al mismo tiempo, la premisa teórica basada en el costo de oportunidad se complementa al introducir el papel que el ordenamiento territorial juega, o debería jugar, como mecanismo para desarrollar actividades de uso y conservación de los bienes y servicios relacionados con los recursos forestales que garanticen las inversiones públicas y privadas, con miras al mantenimiento y valoración del capital natural del país (Minae, 2002). Por lo tanto, se parte del hecho que el costo de oportunidad y la voluntad de pago son criterios aceptados para identificar un monto de compensación más acorde con las realidades individuales que podría mejorar la satisfacción de los productores locales por mantener sus bosques brindando servicios ambientales. Contradictoriamente, los resultados de estas valoraciones – costo de oportunidad y voluntad de pago– reflejan que el sector forestal no genera la renta suficiente para establecer las pautas relacionadas con el ordenamiento territorial, si se comparan con aquellas producidas por otros sistemas productivos. No obs-

tante, esta apreciación se puede asociar a fallas de mercado, por ejemplo, al acceso limitado a recursos públicos (Bacon, 2005; Kydd, 2002; World Bank, 2006; Macqueen, 2008; Corral y Reardon, 2001), requisito indispensable para aumentar la productividad en los sistemas locales. Donde, según Navarro (2004), los terrenos para uso forestal se encuentran en mercados que no están en equilibrio, dado que, en determinados momentos, se produce una diferencia entre el precio en el mercado y el valor real de la tierra, lo que promueve cambios de uso de la tierra hasta que se alcance un nuevo punto de equilibrio. Las distorsiones al dedicarse a la conservación representan una de las justificaciones económicas para la intervención del Estado en la conservación o protección en áreas forestales (Kido y Kido, 2006) a través de mecanismos como: el esquema de pago por servicios ambientales que consiste en un reconocimiento financiero por parte del Estado, a través del Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (Fonafifo), hacia los propietarios y poseedores de bosques, por los servicios ambientales que estos proveen.

De igual manera, las restricciones sobre el acceso a la tierra han puesto en riesgo e incertidumbre los medios de vida locales (Bhandari y Grant, 2007), dos ejemplos son: (1) la creación de áreas protegidas provoca que residentes y vecinos pierdan sus hogares y recursos para sostener su forma de vida (Mbile et al., 2005; Bhandari y Grant, 2007; Lykke, 2000; Wells y McShane, 2004); y (2) el crecimiento de la población ejerce presión sobre las regiones poco desarrolladas (Nascimento y Tomaselli, 2005), característica intrínseca de los contextos rurales. Ante estas propuestas convencionales de conservación y desarrollo, el bienestar dista de convertirse en una realidad en las comunidades rurales. En relación con el bienestar local, Ostrom et al. (1999) afirman que en tanto los usuarios dependientes de un recurso natural para subsistir tengan autonomía para definir sus propias reglas de acceso y de cosecha sobre este recurso, están más anuentes a limitar los beneficios a partir de sus propias restricciones en comparación con los usuarios que no participan en la definición de las reglas de acceso. Por lo tanto, en los actuales formatos de ordenamiento territorial, se debería reconsiderar el diálogo y la negociación con los diferentes actores en cuanto al uso de la tierra. Así se constata en la región Huetaar norte, donde el cultivo de la piña ejemplifica la reconversión de uso del suelo de pastos, producción de cítricos o plantaciones forestales a cultivos de esta fruta. De igual manera, en la región Huetaar Atlántica con la producción del banano y la piña, y en la zona sur con las plantaciones de palma y arroz, que están sufriendo el mismo efecto a la hora de definir el uso de la tierra. Esto refleja una realidad socioeconómica que no puede ser ignorada en las estrategias de manejo y

conservación de ecosistemas forestales. De esta manera, al recomendar una política forestal deberán tomarse en cuenta la renta alterna de la tierra, las reglas de acceso y, más específicamente, desde el punto de vista de la teoría de inversiones, la voluntad de pago de cada inversionista que decide dedicar la tierra al manejo forestal sostenible o/y al pago por servicios ambientales; o a otras actividades con mayores rentabilidades.

Reconsiderar el papel del productor local en la definición de uso de la tierra

Como se mencionó anteriormente, el costo de oportunidad de la tierra, así como la participación en la definición de las reglas de uso, deben ser considerados al adoptar los esquemas de conservación que incluyan el manejo forestal sostenible y el pago por servicios ambientales. De hecho, la decisión de los productores locales de dedicar la tierra a usos de conservación, responde a sus expectativas de que el bosque cumpla sus objetivos y necesidades personales (Kant, 1999). Por lo tanto, existen estructuras y redes sociales que influyen sobre los patrones de preferencias para determinados usos de la tierra (Start y Johnson, 2004). Es a partir de esta premisa que resulta fundamental concentrar la atención en comprender los factores que están afectando los modelos de preferencias y decisiones de los productores locales (Joshi y Arano, 2009; McGregor et al., 2001; Collier et al., 2009) al elegir la conservación de bosques a través de mecanismos como el pago por servicios ambientales y/o el manejo forestal sostenible. En consecuencia, deben identificarse las incompatibilidades entre las actuales exigencias del esquema de pago por servicios ambientales y las preferencias y necesidades de los productores locales. Por ejemplo, la restricción del uso del recurso forestal – ni siquiera la madera caída– resulta un factor antagónico a las prácticas locales; pues el productor no puede utilizar la madera muerta producida dentro del bosque de su propiedad para sacar postes ni emplearlos en la construcción de cercas en la finca, por lo que tiene que ir a comprarlos a otros productores. Además, Louman et al. (2005) indican que algunos beneficiarios del pago por servicios ambientales tienen problemas para obtener la documentación necesaria para optar por este mecanismo o para recibir los pagos, una vez que el esquema fue aprobado; estas situaciones aumentan los costos de transacción de la conservación del recurso.

Por una parte, de acuerdo con el sentir y pensar de los productores locales (Keating y McCown, 2001), al menos dos elementos influyen directamente en la dinámica de uso de la tierra en contextos rurales. El primero, es la seguridad de los medios de vida (Bhandari y Grant 2007; Petry et al., 2010) y entre estos, asegurar la alimentación familiar; y el

segundo, tiene que ver con el grado de dependencia que se tenga sobre los recursos naturales como medios de vida (Collier et al., 2009, Ostrom et al., 1999). Por tanto, los productores locales tienen un gran interés –incentivo– en usar los recursos naturales de manera sostenible (Berkes, 2001), para asegurar su alimentación a largo plazo. Sin embargo, la inseguridad alimentaria podría interpretarse como una forma de percepción (Farrington et al., 1999), pues esta favorece las dos actividades, con el objetivo de disminuir el riesgo e incertidumbre percibido sobre la sostenibilidad de sus medios de vida.

Por otro lado, a pesar que los bosques tropicales se consideran bienes públicos (Rolfe et al., 2000), los primeros beneficiarios deben ser el propietario y las comunidades locales vecinas, por encima de los usuarios externos. No obstante, el desafío continúa siendo cómo aprovechar las oportunidades que brinda la naturaleza holística y multifuncional de los bosques (Kant, 2003) para potencializar las capacidades de los productores y mejorar el bienestar local a partir de la permanencia, a largo plazo, de los bosques. Sin embargo, el modelo persistente consiste en favorecer a los usuarios externos para prolongar el aprovechamiento de los bienes y servicios forestales producidos por los bosques, con una mínima compensación hacia las comunidades locales, que han llevado las de perder al percibir poco o ningún ingreso en beneficio de la economía familiar. La necesidad de contar con mayores mecanismos que compensen a los productores locales, disminuir los costos de transacción que implica la conservación de calidad y cantidad de servicios ambientales, demanda un mayor entendimiento de las necesidades y las preferencias de los diferentes actores para mantener sus estilos de vida. Con este fin, es necesario identificar las instituciones que, en términos de organización y eficiencia (Biggs, 1995), son más apropiadas para la implementación efectiva de programas de conservación (Chapman et al., 2004); que sirvan como instrumento para la negociación entre diferentes actores (McCown et al., 2002; Collier et al., 2009) y, tomen en consideración el interés y la manera de pensar del productor local.

Metodología

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región Huetar norte y Atlántica del país. Se ubicó una serie de fincas que, de acuerdo con la legislación nacional, llegaron a su ciclo de corta y están listas para una segunda cosecha oficial, según registros del Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones (Minaet), de la Comisión para el Desarrollo Forestal de San Carlos (Codeforsa), la Fundación para el

Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (Fundecor) y regentes privados. Donde Codeforsa y el Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza (Catie) tienen instaladas una serie de parcelas permanentes de muestreo de 1 hectárea, para evaluar el impacto en valores productivos y de biodiversidad a partir de ensayos silviculturales en bosques naturales. En el caso de Codeforsa, los sitios considerados en el estudio son: La Legua ubicada en el distrito de Pital, cantón de San Carlos y La Montura, en el distrito de Río Cuarto, cantón de Grecia, ambos pertenecientes a la provincia de Alajuela. Cada sitio comprende una parcela permanente de muestreo de 1 hectárea. En el caso del Catie, los terrenos se ubican, respectivamente, en Corinto, distrito de Guápiles, cantón de Pococí de la provincia de Limón y La Tirimbina, distrito Virgen, cantón de Sarapiquí de la provincia de Heredia. En ambos casos existe un diseño formal para el estudio del impacto del aprovechamiento, con 3 tratamientos y 3 repeticiones, y 9 parcelas permanentes de muestreo de 1 hectárea, cada una. Los tipos de bosque, según Holdridge (1987), corresponden a húmedos y muy húmedos tropicales, destacándose rangos altitudinales que oscilan entre los 70 m. s. n. m. y 345 m. s. n. m., con temperaturas medias anuales que van de los 21 °C a los 27,5 °C y precipitaciones medias anuales que varían entre los 2 500 mm y 4 000 mm.

La identificación de las fincas oficiales en segundas cosechas se hizo a través de un muestreo de los bosques que estaban inscritos en el Minaet y de acuerdo con los siguientes criterios: a) que estuviera inscrita en el Minaet con una primera cosecha, o que el regente o alguna oenegé confirmara una primera cosecha y, b) que haya cumplido o que en los próximos dos años (2008) cumpliera el período oficial de 15 años. Sobre la base de estos criterios se identificaron 16 fincas, de las cuales se entrevistó a 8 propietarios, equivalente al 50 % del muestreo.

Caracterización de los sitios por tipo de bosque

La caracterización de los cuatro sitios, según Ramos (2004), se fijó en dos tipos de bosque, el Bosque Pp corresponde a un bosque de *Pentaclethra maculosa* y palmas. Este bosque está dominado por *Pentaclethra maculosa*, así como por una alta abundancia de cuatro especies de palmas *Welfia georgii*, *Iriartea deltoidea*, *Socratea exorrhiza* y *Euterpe precatoria*. Entre las principales especies arbóreas asociadas se encontró la *Dendropanax arboreus* y *Tetragastris panamensis*. Por otra parte, el Bosque Pc se definió como un bosque de *Pentaclethra maculosa* y *Carapa guianensis*. Este se caracteriza por ser un bosque muy homogéneo, dominado por *Pentaclethra maculosa* que se asocia, principalmente, con *Carapa guianensis*.

En el caso de las palmas, este bosque se caracterizó por una baja abundancia, la especie *Welfia georgii* representa la de mayor importancia entre ellas.

Modelo de producción

Modelo para la estimación de las alturas comerciales

En la construcción del modelo para predecir las alturas comerciales a partir del diámetro a la altura de pecho, se utilizó la medición de altura de pecho y altura comercial, de 43 580 árboles comerciales censados en 109 planes de manejo, realizados por Codeforsa entre 1990 y 1998 en diferentes partes de la región Huetar norte y Atlántica del país. La altura comercial se definió como el punto de inversión morfológica que considera la altura del fuste, desde la base hasta la primera rama viva de la copa. La altura de pecho y la altura comercial promedio se calcularon por clase diamétrica (a partir de 40 cm) y junto con el uso del programa *Infostat* constituyeron la base para realizar las regresiones y la escogencia del modelo de mejor ajuste. Ya con el modelo seleccionado, se asignó a cada árbol comercial su altura ajustada, para cada sitio y por año de medición.

Construcción del modelo de producción

Para el cálculo del volumen comercial se tomó como base el agrupamiento de las especies comerciales de acuerdo con cuatro ecuaciones utilizadas por Codeforsa, con el fin de predecir los volúmenes comerciales en los diferentes planes de manejo, durante las primeras cosechas de los años 90, que corresponde al volumen comercializado de madera en pie. La construcción del modelo para predecir las alturas comerciales a partir del diámetro a la altura de pecho utilizó el esquema definido por Meza (2008), ajustado a partir de la medición de altura de pecho y altura comercial, de 43 580 árboles comerciales censados en 109 planes de manejo, realizados por Codeforsa entre 1990 y 1998 en diferentes partes de la región Huetar norte y Atlántica del país. Para la categorización del volumen disponible, se utilizó la clasificación de especies diseñada por la Cámara Costarricense Forestal, en cuatro grupos de interés comercial: duras, formaleta, semiduras comunes y semiduras clasificadas.

Análisis de inversiones: rol de diferentes esquemas del PSA en la competitividad del manejo de bosques

La estructura de costos e ingresos de la producción de bosques naturales en segundas cosechas se realizó a través de la aplicación de entrevistas semi-estructuradas a propietarios y madereros de la zona. Además de la información secundaria proveniente de los planes de manejo, en primer lugar, se consideraron los costos de cada actividad por hectárea, por

pulgadas madereras ticas (pmt) o metros cúbicos (m^3) correspondientes a: corta, extracción, carga, transporte, comercialización y trámites, así como otros elementos necesarios para lograr la producción esperada, tales como los costos de administración, planificación y regencia forestal por hectárea. En segundo lugar, con respecto a los ingresos, se consideraron la calidad, la cantidad, los precios implícitos (*in situ*) de la producción esperada durante un ciclo de corta. Estos factores se encuentran asociados a la información silvicultural de intensidad de cosecha, aprovechamiento y aplicación de tratamientos silviculturales con respecto a la unidad de manejo, para cada sitio en particular, y en el ámbito de paisaje, por tipo de bosque. La intensidad de cosecha se hizo respetando las siguientes condiciones: áreas basales remanentes similares que aseguren una respuesta muy parecida de crecimiento, de acuerdo con el grado de ocupación del bosque después del aprovechamiento. Además, deben estar clasificados bajo el mismo tipo de bosque, según Ramos (2004). En tercer lugar, respecto a los instrumentos de política, se aplicaron diferentes formas para el pago por servicios ambientales (PSA) según el momento de cosecha del bosque (a partir del año 0). Se consideró un PSA igual al de conservación de bosques, por un monto de ₡32 863 por hectárea para 2006 y una reducción del 12 % por regencias forestales. Se debe recalcar el efecto del PSA sobre la rentabilidad. Se utilizaron los siguientes supuestos: 1) los bosques con costos por la aplicación de tratamientos silviculturales con diferentes esquemas de PSA durante el ciclo de corta oficial; i) 0-5 años (1 vez PSA 1); ii) 2-7 años (1 vez PSA 2) y iii) 6-10 años (1 vez PSA 3). 2) con una tasa de descuento igual a 3,44 % y un premium por riesgo político de un 1 %. 3) el precio implícito de la madera de acuerdo con las distancias al patio de aserradero en San José (101 km).

Valoración del bosque con base en análisis técnico-financieros

Con la aplicación del valor esperado de la tierra (VET), como modelo microeconómico, se definió el ciclo productivo óptimo desde el punto de vista económico. Cuando se conoce el precio de mercado del sistema productivo, se puede adaptar el cálculo del valor esperado de la tierra para un solo ciclo productivo y al considerar la venta de la tierra (sistema productivo) al final del ciclo a precio de mercado y remover el -1 del denominador (VET) se obtiene lo que se conoce como el valor del bosque, esta adaptación según Navarro (2004) es:

$$V = \frac{P \cdot \sum_{t=0}^{T-1} \frac{1}{(1+r)^t} - C}{1+r} \quad [1]$$

Donde:

VB_1 : es el valor del bosque para un ciclo de corta y está en función del ingreso neto (I_M).

I_M : ingreso neto proveniente de la venta de la madera en el patio de aserradero a la edad del ciclo de corta (CC) neto de los costos de aprovechamiento y transporte, más la venta del bosque a precio de mercado (I_B).

$(I_y - C_y)$: sumatoria de los ingresos periódicos netos de las actividades de manejo provenientes de tratamientos, planificación, estudios de monitoreo y administración ejecutados en cualquier año ciclo de corta (CC).

Todo este flujo de caja periódico entre el año $y = 1$ y el año de ciclo de corta $- y$ se capitaliza hasta el año final del ciclo de corta y usa el factor de capitalización del inversionista $(1 + i)$, donde i es la tasa mínima aceptable de descuento del inversionista. Luego, este valor futuro calculado se descuenta por los años de la edad de ciclo de corta y usa el factor de descuento del inversionista.

Análisis de sensibilidad

El análisis se realizó bajo la condición *ceteris paribus*. En esta modalidad sólo varía uno de los factores, mientras los demás permanecen constantes. El objetivo de este estudio fue determinar los efectos, a largo plazo, sobre la rentabilidad de las inversiones e identificar el esquema de PSA que causa mayores efectos, tanto negativos como positivos, en la competitividad del manejo de bosques como uso de la tierra. En este caso, se utilizaron tres factores: tipo de bosque, intensidad de cosecha y esquema de PSA.

Resultados

Caracterización de los productores locales

El hecho de que el 100% de los productores locales han sido capaces de mantener la posesión de las fincas en el transcurso de un primer ciclo de corta normativo, que corresponde a 15 años según la norma costarricense, establece una importante posibilidad de acercarse más acertadamente a la percepción de los verdaderos actores, quienes han vivido con la opción del manejo forestal sostenible y el pago por servicios ambientales como un sistema productivo en sus fincas. En promedio, la tenencia fue de 22 años, que corresponde a un importante rango de tiempo al considerar que las decisiones que puedan ser tomadas en la actualidad con respecto a la conservación de los bosques tienen que ver con las experiencias vividas (Barrera-Bassols et al., 2006; Kant, 2003; Meinke et al., 2001). Asimismo, las actividades presentes –tales como el uso de la tierra–

se mejoran a partir de las experiencias pasadas, más que con el planeamiento a futuro (Apfel, 2001).

En cuanto al tamaño, estas fincas presentaron un intervalo bastante amplio, con un límite inferior de 29,13 hectáreas y un límite superior de 1 000 hectáreas. La cobertura promedio, en bosques es de 47 %; un 50 % pertenece a ganadería y un 3 % a cultivos. Cabe destacar que, en ninguno de los casos, el productor vive en la finca donde se cosechó el bosque; el 75 % posee, al menos, una finca más.

Percepción de productores locales del manejo forestal sostenible y el PSA

El 88 % de los productores ven en la ganadería la principal actividad para la subsistencia y un 75 % la considera como la actividad más rentable en sus fincas, en comparación con el manejo de bosques o la agricultura convencional. Las actividades de producción de piña y de pimienta destacaron como las más rentables. En La Legua de Pital, San Carlos, donde se produce la piña, la posibilidad de alquilar o de vender la tierra para esta actividad sobrepasa la percepción local de rentabilidad y rendimientos que generan tanto el manejo forestal sostenible como el pago por servicios ambientales de manera combinada. En este sentido, la producción agrícola se consideró más rentable que el manejo de bosques, al compararlo con la producción de la yuca, que rinde como promedio unos ₡900 000 por hectárea, por año o con la producción de pimienta que produce dos cosechas al año, de aproximadamente ₡730 000 por hectárea, por año.

El 87 % de los dueños consideran que el bosque no es el mejor de los negocios (figura 1) para el uso de la tierra. Destacan el exceso de regulación y de trámites como los principales desestímulos para la rentabilidad en el manejo de bosques. Solo un 13 % consideró importante el bosque dentro de la economía familiar, para el restante 87 % el bosque no juega ningún papel o contribuye muy poco en los ingresos familiares, principalmente porque ellos no dependen de este como medio de vida.

En todos los casos, los dueños tienen claro los objetivos del plan de manejo tanto en la primera como en la nueva cosecha, en caso que se realizara. Un 100 % consideró importante contar con un plan de manejo en la planificación, uso y conservación del bosque. Lo anterior demuestra una percepción positiva del papel que juegan los planes de manejo para una buena utilización y conservación de los bosques. Los encuestados manifestaron, en todos los casos, su interés por volver a cosechar el bosque en el momento en que se cumpliera el tiempo establecido para la nueva intervención forestal, pero consideraron que los mayores obstáculos para acceder al nue-

vo permiso son fijados por el Minaet, con trámites excesivos.

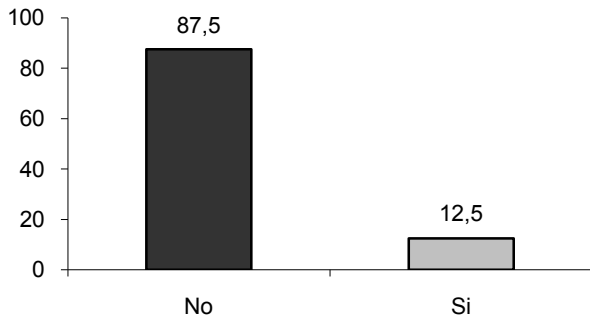


Figura 1. Percepción de los encuestados sobre la rentabilidad del bosque durante el ciclo de corta. Región Huetar norte y Atlántica, Costa Rica

En cuanto a la primera cosecha, se mencionaron casos en los cuales la intensidad de aprovechamiento fue menor al permitido por la Ley Forestal de 60-40, no obstante la norma fue cosechar el máximo volumen permitido. A partir de este tope, un 87 % de los dueños vendieron su madera en pie a un intermediario, aunque fue posible encontrar dueños que comercializaron su madera hasta el patio de la industria. En general, la madera se vendió en pulgadas madereras ticas (pmt), aunque en uno de los casos la venta fue por bulto.

Por otra parte, un 87 % de los propietarios manifestaron no observar grandes cambios en la composición de las especies forestales después del aprovechamiento, con respecto a aquellas presentes antes; afirmaron que prácticamente son las mismas. No obstante, se mencionó que, en los sitios donde se abrieron grandes claros, aparecieron algunas especies que son más agresivas para establecerse como, por ejemplo, *Vochysia alleni* y *Vochysia guatemalensis*. Al menos el 50 % de los encuestados cosechan árboles para uso doméstico de la finca y el otro 50 % manifiesta que nunca ha cortado un árbol durante el ciclo de corta normativo. Existe una percepción generalizada entre los encuestados de no incurrir en costos importantes para el mantenimiento del bosque, mencionaron la limpieza de carriles como la actividad por destacar, que llega a ser mínima, con un costo de ₡125 por hectárea, por año y, como máximo, ₡1 000 por hectárea, por año.

Los encuestados manifestaron, en su totalidad, no haber cambiado el uso del suelo en la finca durante los últimos 15 años y aseguraron que han mantenido, en las mismas proporciones, las áreas correspondientes para cada actividad productiva. Destaca la conservación de las áreas que corresponden a bosques en todos los casos, a su vez, en algunos sitios se recalca la recuperación, con el tiempo, de áreas de repasto en nuevos bosques secundarios. Por

otro lado, el 75 % de los casos ha contado con el esquema de PSA y el 25% restante nunca lo ha recibido. En aquellos casos donde se ha contado con el PSA, se planteó el problema de no poder acceder nuevamente al PSA debido a la falta de presupuesto para la región por parte del Sinac.

Valor del bosque de acuerdo con diferentes escenarios de PSA

El mecanismo de PSA muestra un efecto positivo sobre la rentabilidad en el manejo de bosques, sin importar la condición del bosque; sin embargo, el esquema para hacer efectivo el pago representa el factor más importante a tomar en cuenta. Así, el mayor beneficio se obtiene cuando el PSA se realiza a partir del año 0 –después del aprovechamiento–; en segundo lugar, cuando el PSA se efectúa en el año dos después del aprovechamiento; y, por último, el menor peso sobre la rentabilidad lo tiene el realizar el PSA después del año cinco. Louman et al. (2005) demostraron que el PSA, por sí solo, aumenta los beneficios en comparación con aquellos bosques que no han recibido el PSA, al reducir el impacto de las actividades extractivas, mejorar la seguridad de tenencia de la tierra y, el acceso a servicios técnicos y financieros, así como la percepción de los dueños en cuanto a los beneficios del bosque.

Al comparar el valor del bosque VB_m del caso base, con respecto al valor del bosque VB_m de los diferentes esquemas de PSA, se observa que las mayores diferencias se producen entre el caso base y el esquema de PSA 1 que, para la intensidad de cosecha baja, reporta máximos valores de ₡452 945 y ₡420 562 por hectárea, correspondiente a los bosques Pp y Pc, respectivamente. En cuanto a la intensidad de cosecha alta, las diferencias representan ₡481 888 por hectárea para el bosque Pp y de ₡275 634 por hectárea para el bosque Pc. Por otra parte, la menor diferencia en el valor del bosque VB_m se presentó entre el caso base y el esquema de PSA 3.

En el caso del bosque Pp, el ciclo de corta disminuye con el PSA al compararlo con el caso base para ambas intensidades de cosecha. No obstante, para el bosque Pc, el ciclo de corta se mantiene en 11 y 19 años para la intensidad de cosecha baja y alta, respectivamente, al comparar el caso base con los diferentes escenarios de PSA analizados.

Al cotejar el esquema de PSA 1 y PSA 2 con el caso base, se observa que el beneficio sobre la rentabilidad es menor al realizar el PSA dos años después del aprovechamiento (PSA 2) que efectuarlo desde el mismo momento en que se lleva a cabo el aprovechamiento (PSA 1). Esta diferencia se debe, principalmente, a que durante esos primeros dos años se generan los mayores costos para la ejecución de

trámites con el fin de implementar el plan de manejo y las labores silviculturales.

En general, el beneficio del PSA es mayor para las condiciones menos rentables, es así como la rentabilidad del bosque Pp, con una intensidad baja de cosecha, aumenta unas cuatro veces y, para la intensidad de cosecha alta, unas dos veces, al compararse con el caso base. En el bosque Pc, para la intensidad de cosecha baja, se repite el fuerte impacto que tiene el PSA sobre la rentabilidad al compararlo con el caso base. En contraposición, para la intensidad de cosecha alta, el peso sobre la rentabilidad es menor al contrastarlo con el caso base.

La variación del valor del bosque, de acuerdo con el esquema de PSA, en el bosque Pp se representa en la figura 2, donde se observa que las curvas para ambas intensidades de cosecha presentan una pendiente positiva. También se muestra que, bajo cualquier esquema de PSA, la actividad es rentable para la intensidad de cosecha alta, de acuerdo con el criterio de aceptación. Para la intensidad de cosecha alta, solamente bajo el esquema de PSA 1, la actividad puede ser aceptada y puede alcanzar valores de bosque cercanos a \$600 000 por hectárea. Por otra parte, respecto al bosque Pc (figura 3), el aplicar algún esquema de PSA no llega nunca a mejorar la rentabilidad del manejo de bosques en el caso de la intensidad de cosecha baja. No obstante, el peso de cómo realizar el PSA es menor sobre la intensidad de cosecha alta que, sin importar el escenario, es capaz de reportar valores de bosque mayores al precio del bosque (PB), lo que se refleja mediante una pendiente prácticamente horizontal al considerar los diferentes esquemas de PSA.

El efecto que tiene el PSA sobre el flujo de caja, a partir del año cero hasta el año cinco, es más posi-

vo que después del año seis de haberse ejecutado el aprovechamiento; principalmente por los costos asociados a la aplicación de tratamientos silviculturales en ese periodo. Es así como el valor del bosque siempre es mayor cuando el pago se hace desde el año cero, que cuando inicia a partir del año seis, donde no se reportan costos asociados al manejo silvicultural. Sin importar las veces que se haga el PSA en un ciclo de corta normativo (una o dos veces en periodos de cinco años) el peso sobre la rentabilidad es menor que si el PSA se aplica desde el año cero.

Es importante mencionar que para los tres esquemas de PSA, el pago solo se hace por un contrato de cinco años, donde lo más importante para mejorar la rentabilidad es el periodo cuando se realice el PSA. Por lo tanto, efectuar el PSA al año dos, después del aprovechamiento (PSA 2), tiene un efecto positivo, pero menor que realizar el PSA desde el año 0 (PSA 1). Lo anterior establece las bases financieras para cuestionar la pertinencia o no de realizar el PSA a los dos años después del aprovechamiento, ya que esta política, promovida tiempo atrás, impactaba negativamente la rentabilidad de la actividad.

Discusión

Existe una demanda de bienes y servicios de los bosques manejados, por parte de la sociedad, según lo demuestra la definición de normas para salvaguardar la integridad ecológica del bosque. Así, los principios, criterios e indicadores para el manejo de bosques naturales establecen las características biofísicas mínimas de cómo deben quedar los bosques después de una cosecha forestal. No obstante, los valores de la sociedad, en la mayoría de los casos, han ido en contra de los intereses de los productores

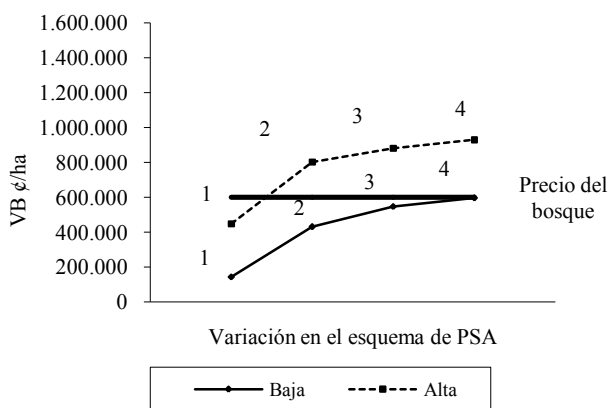


Figura 2. Variación del valor del bosque según escenarios del PSA por intensidad de cosecha para el bosque Pp. Región Huetar norte y Atlántica, Costa Rica

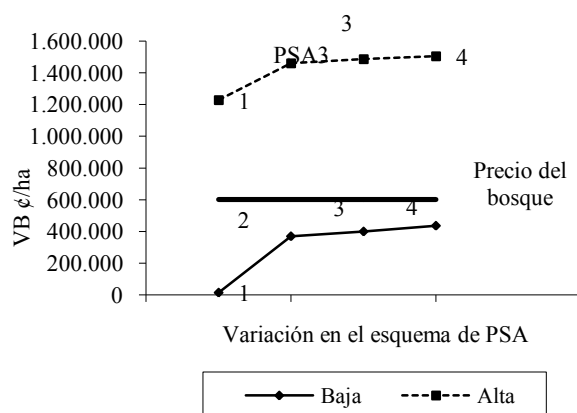


Figura 3. Variación del valor del bosque según escenarios del PSA por intensidad de cosecha para el bosque Pc. Región Huetar norte y Atlántica, Costa Rica

locales. Como resultado, las estructuras institucionales vigentes afectan directamente la rentabilidad del manejo forestal sostenible, por ejemplo cuando se aprovecha un volumen bajo de madera, la rentabilidad se reduce (Zea, 2003) y se solicita una serie de medidas adicionales: control de cacería, obras de conservación, salvaguardas para especies poco frecuentes o vedadas, entre otras, que permitan mantener los servicios ambientales. Sin embargo, los propietarios no reciben ninguna compensación por el costo agregado que estas medidas implican. No obstante, las mejoras en el manejo forestal han mostrado la protección de cursos de agua y del área afectada por los caminos, la ausencia de caza y a la extracción ilegal de árboles debido a la vigilancia más frecuente (Louman et al., 2005). Partiendo de que el objetivo principal, tanto para el PSA como para el manejo forestal sostenible es promover una mejor conservación del bosque, al menos, desde el punto de vista técnico y práctico, son complementarios, aunque la visión filosófica no sea así (eliminación del PSA para el manejo de bosques), deberá mejorarse el bienestar de acuerdo con las preferencias y necesidades locales para influir en el proceso de toma de decisiones que incide en el uso de la tierra.

El PSA tuvo un efecto positivo sobre la rentabilidad en el manejo de bosques, sin importar la condición del bosque –intensidad de cosecha alta o baja–. Sin embargo, la rentabilidad disminuye durante la intensidad baja de aprovechamiento. En contraste, la intensidad de cosecha alta llega a superar el precio del bosque. El esquema o forma de hacer efectivo el pago se convierte en el factor más importante por considerar para mejorar el valor del bosque, es así como el mayor beneficio resulta cuando el PSA se realiza a partir del año 0 (después del aprovechamiento); seguido por el PSA efectuado en el año dos, después del aprovechamiento; y por último, el menor peso sobre la rentabilidad se genera al realizar el PSA después del año cinco. Louman et al. (2005) reportan que el PSA por sí solo aumenta los beneficios en comparación con aquellos bosques que no han recibido el PSA, así como la percepción de los dueños en cuanto a los beneficios directos del bosque.

Por una parte, la percepción puede ser modificada y variar geográficamente y, desde el punto de vista de la teoría de inversiones, puede ser influenciada principalmente por la existencia de mercados bien desarrollados, así como por el costo de oportunidad de la tierra. Donde la voluntad de pago de un inversionista cuyo bosque se encuentra lejos del mercado, sin caminos de acceso o donde el mercado no ejerce presión sobre el cambio de uso de la tierra será menor, debido a que el precio del bosque en el mercado bajo esas condiciones es más bajo que en bosques donde el mercado está cerca. Por tal moti-

vo, la compensación del PSA debería ser menor, por ejemplo para la zona de estudio donde el precio del bosque en el mercado inferior fue de \$600 000 por hectárea. Caso contrario sucedió con los bosques cuyas tierras aledañas actualmente se dedican a la producción de piña, donde se reportó un precio de mercado del bosque superior a \$3 000 000 por hectárea o valores de alquiler de la tierra que van de \$600 000 hasta \$1 000 000 por hectárea. La tierra en reserva posee un costo de oportunidad que alguien debe absorber, ese costo también aumenta cuando el precio de la tierra sube. Por otra parte, la percepción sobre el manejo forestal sostenible caracterizada por la voluntad de pago, es una condición que difiere para cada productor. Este puede asumir los costos para ejecutar el plan de manejo, forestal o para conservación, así como esperar periodos mayores entre una cosecha y otra. En este sentido, un productor local con poca capacidad de pago disminuye el periodo de espera para realizar una próxima cosecha (considerados ciclos de uso o corta no sostenibles, por la falta de tiempo para la recuperación del bosque entre cosechas). También se le imposibilita asumir los costos obligatorios (demandados por la institucionalidad) para desarrollar el plan de manejo. En este caso, como resultado de la falta de capitalización, las demandas del sistema institucional se hacen incompatibles al compararlas con las capacidades reales de este tipo de productor. De ahí que, para poder cumplir con las exigencias, necesite un préstamo de un banco o que alguna oenegé asuma la inversión; o cambiar a un uso de la tierra más compatible con sus capacidades que asegure su subsistencia.

Resolver el equilibrio entre dos intereses: primero, aquel establecido por la sociedad de demandar continuamente bienes y servicios forestales al menor costo posible y, segundo, el interés privado, oferente de bienes y servicios a la sociedad, por mejorar su bienestar por su contribución para la conservación de los bosques. No obstante, el interés público ha producido más restricciones que mecanismos compensatorios para la protección de los bosques. El PSA, en tanto que uno de esos mecanismos compensatorios, no ha considerado factores que determinan la decisión de un productor de dedicar su tierra al manejo de bosques, como por ejemplo, la prohibición del aprovechamiento de la madera caída y el cumplimiento de requisitos; se insiste en el carácter “restrictivo” del interés público. Lejos de las realidades locales –en algunos casos– el PSA carece de esquemas que contemplen formatos diferenciados de acuerdo con la relación entre el valor del bosque y el precio del bosque; a la voluntad y capacidad de pago de los productores locales; pero también, a poder diferenciar entre los tipos de bosque y las cantidades de volumen aprovechados –intensidad de

cosecha— en el bosque. Por lo tanto, es necesario identificar los puntos de encuentro entre intereses, con el estricto apego a criterios de costo de oportunidad y la incorporación de elementos que expliquen la lógica del productor, para generar cambios en los mecanismos compensatorios vigentes que aumenten la tasas de adopción de las propuestas de conservación y desarrollo local promovidas por diferentes sectores. Eso implica crear modalidades de acceso a las oportunidades sociales para fortalecer la viabilidad económica local.

Una alternativa más sensata, para asegurar la permanencia de los bosques en contextos rurales, consistiría en evitar centrarse nada más en la regulación de la capacidad técnica para usar el recurso forestal, sino también en reconocer la obligación de las estructuras institucionales vigentes de producir nuevos formatos que potencialicen las compatibilidades existentes entre los deseos y las necesidades de los productores con los intereses conservacionistas que rigen la actual sociedad costarricense. Por lo tanto, es preciso aceptar que los cambios en los costos de transacción para hacer uso del recurso o al acceso de esquemas como el PSA pueden influir negativamente en la percepción local y justificar el cambio de uso del suelo (Rolfe et al., 2000; Kant, 2000). En consecuencia, debería redefinirse la predominante visión institucional ecologista y complementarse en términos de valores (Keating y McCown, 2001), preferencias y capacidades locales, con la seguridad jurídica de poder utilizar el recurso forestal en el momento más adecuado para el pequeño productor, según los nuevos esquemas de gestión, que incluye el PSA y el uso del recurso forestal, relevantes y prácticos dentro de un contexto local rural (Dolisca et al., 2007).

Conclusiones

- El mayor beneficio del PSA sobre la rentabilidad del manejo de bosques radica en la forma de hacer efectivo el PSA, basado más en el ¿cuándo? que en el ¿cómo? Pues al pagar un solo contrato de PSA durante el ciclo de corta normativo –15 años–, el mejor esquema se produjo al realizar el PSA desde el año cero, que corresponde al mismo momento del aprovechamiento. Los ingresos del PSA a partir del año cero contrarrestan, de manera más positiva, los egresos producidos por el exceso de trámites y las actividades silviculturales requeridas por el plan de manejo para aprovechamiento.

- El PSA mejora la rentabilidad del manejo de bosques cuando el ingreso por venta de la madera es bajo (intensidad de cosecha baja). No obstante, cuando el ingreso por venta de madera es alto (intensidad de cosecha alta) el efecto del PSA sobre la rentabilidad disminuye.

- El efecto de los mercados de venta de tierras bien desarrollados y con altos precios hace más costoso para los productores locales adoptar el sistema de conservación de manejo forestal sostenible y pago por servicios ambientales en su propia tierra, por lo tanto el mecanismo de compensación debería ser mayor de acuerdo con estas realidades socioeconómicas.

Referencias bibliográficas

- Apfel, R. (2001). Animation, Accommodation, Authorization: theory of the human personality. *New Ideas in Psychology*, 19.
- Bacon, C. (2005). Confronting the coffee crisis: can fair trade, organic, and specialty coffees reduce small-scale farmer vulnerability in Northern Nicaragua? *World Development*, 33 (3).
- Barrera-Bassols, N., Zinck, J. y Van Ranst, E. (2006). Symbolism, knowledge and management of soil and land resources in indigenous communities: Ethnopedology at global, regional and local scales. *Catena*, 65.
- Berkes, F. (2001). Religious traditions and biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, 5.
- Berkes, F. (2009). Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of Environmental Management*, 90, 1692–1702.
- Bhandari, B. y Grant, M. (2007). Analysis of livelihood security: A case study in the Kali-Khola watershed of Nepal. *Journal of Environmental Management*, 85.
- Biggs, S. (1995). Farming Systems Research and Rural Poverty: Relationships between context and content. *Agricultural System*, 47.
- Chapman, R., Slaymaker, T. y Young, J. (2004). Livelihoods Approaches to Information and Communication in Support of Rural Poverty Elimination and Food Security. *Overseas Development Institute*.
- Collier, N., Boedhihartono, A. y Sayer, J. (2009). Indigenous livelihoods and the global environment: Understanding relationships. 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia.
- Corral, L. y Reardon, T. (2001). Rural Nonfarm Incomes in Nicaragua. *World Development*, 29 (3).
- Dixon, J., Scura, L., Carpeter, R. y Sherman, P. (1998). Análisis económico de impactos ambientales (2 ed.) Turrialba, Costa Rica: Catie.
- Dolisca, F., McDaniel, J. y Teeter, L. (2007). Farmers' perceptions towards forests: A case study from Haiti. *Forest Policy and Economics*, 9.
- Farrington, J., Carney, D., Ashley, C. y Turton, C. (1999). Sustainable livelihoods in practice: Early applications of concepts in rural areas. *Natural Resources Perspectives*, 42. Odi.
- Holdridge, L. (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica: IICA.
- Joshi, S. y Arano, K. (2009). Determinants of private forest management decisions: A study on West Virginia NIPF landowners. *Forest Policy and Economics*, 11.
- Kant, S. (1999). Endogenous rate of time preference, traditional communities, and sustainable forest management. *Journal of Social and Economic Development*, 2, 65-87.
- Kant, S. (2000). A dynamic approach to forest regimes in developing economies. *Ecological Economics*, 32.
- Kant, S. (2003). Extending the boundaries of forest economics. *Forest Policy and Economics*, 5.
- Keating, B. y McCown, R. (2001). Advances in farming systems analysis and intervention. *Agricultural Systems*, 70.
- Kido, M. y Kido, A. (2006). Análisis comparativo de costos para el manejo y uso de suelo en la cuenca alta del río Cacaluta en Oaxaca, México. *Agrociencia*, 41.
- Kishor, N. M. y Constantino, L. F. (1993). Forest management and competing land users: an economic analysis for Costa Rica. The World Bank. (Laten Dissemination note N° 7).
- Kydd, J. (2002). Agricultura y estrategias de vida rural: ¿es la globalización una vía para salir de la pobreza rural o para entrar a ella? *Odi*, 21. Reino Unido.



Costa Rica

Gregory Basco

Louman, B. et al. (2005). Efectos del pago por servicios ambientales y la certificación forestal en el desempeño ambiental y socioeconómico del manejo de bosques naturales en Costa Rica (Serie Técnica. Informe Técnico N° 338). Turrialba, Costa Rica: Catie.

Lykke, A. (2000). Local perceptions of vegetation change and priorities for conservation of woody-savanna vegetation in Senegal. *Journal of Environmental Management*, 59.

Macqueen, D. (2008). Supporting small forest enterprises: A cross-sectoral review of best practice. *IIED Small and Medium Forestry Enterprise*, 23. Londres, Reino Unido.

Mbile, P., Vabib, M., Mebokac, M., Okonc, D., Arrey-Mbod, J., Nkonghoe, F. y Ebongc, E. (2005). Linking management and livelihood in environmental conservation: case of the Korup National Park Cameroon. *Environmental Management*, 76.

McCown, R., Hochman, Z. y Carberry, P. (2002). Probing the enigma of the decision support system for farmers: Learning from experience and from theory. *Agricultural Systems* 74, 1-10.

McGregor, M., Rola-Rubzen, M. y Murray-Prior, R. (2001). Micro and macro-level approaches to modeling decision making. *Agricultural Systems*, 69.

Meinke, H., Baethgen, W., Carberry, P., Donatelli, M., Hammera, G., Selvarajud, R. y Stocklee, C. (2001).

Increasing profits and reducing risks in crop production using participatory systems simulation approaches. *Agricultural Systems*, 70.

Meza, V. (2008). *Evaluación de la eficiencia económica y la integridad ecológica para dos tipos de bosques húmedos intervenidos bajo manejo forestal con diferentes intensidades de cosecha en la región norte y Atlántica de Costa Rica* (Tesis de maestría, Catie, Turrialba, Costa Rica.)

Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica (Minae). (2002). *Políticas forestales: Plan Nacional de Desarrollo Forestal*. San José, Costa Rica.

Nascimento, J. y Tomaselli, I. (2005). *Como medir el clima para inversiones en negocios forestales sostenibles*. Interamerican Development Bank.

Navarro, G. (2004). Planificación del manejo diversificado de bosques latifoliados húmedos tropicales. Turrialba, Costa Rica: Catie.

Ostrom, E., Burger, J., Field, C., Norgaard, R. y Policansky, D. (1999). Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges. *Science*, 284.

Petry, R., Fadeeva, Z., Fadeeva, O., Hasslo, H., Hellstro, L., Mochizuki, Y. y Sonesson, K. (2010). For sustainable production and consumption and sustainable livelihoods: learning from multi-stakeholder networks. *Integrated Research System for Sustainability Science*.

Ramos, Z. (2004). *Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad* (Tesis de maestría, Catie, Turrialba, Costa Rica).

Rolfe, J., Bennett, J. y Louviere, J. (2000). Choice modelling and its potential application to tropical rainforest preservation. *Ecological Economics*, 35.

Start, D. y Johnson, C. (2004). *Livelihood Options? The Political Economy of Access, Opportunity and Diversification*. London, U. K.: Overseas Development Institute.

Wells, M. y McShane, T. (2004). Integrating Protected Area Management with Local Needs and Aspirations. *Ambio*, 33 (8).

World Bank. (2006). Stakeholders, Power Relations, and Policy Dialogue: Social Analysis in Agriculture Sector Poverty and Social Impact Analysis. Washington D. C., Estados Unidos.

Zea, Y. (2003). *Análisis económico del manejo forestal sostenible: implicaciones de la aplicación del monitoreo ecológico en la rentabilidad del manejo en bosques con alto valor de conservación bajo certificación, Región Autónoma del Atlántico Norte, Nicaragua* (Tesis de maestría, Catie, Turrialba, Costa Rica).