



SEMBRAR LA VIDA.

**ESTRATEGIAS CAMPESINAS PARA INTEGRAR
CONSERVACIÓN Y DESARROLLO EN LA
RESERVA DE LA BIOSFERA LA SEPULTURA,
CHIAPAS, MÉXICO.**

Tesis doctoral

Luis Rico García-Amado

Director

Manuel Ruíz Pérez

Universidad Autónoma de Madrid

Facultad de Ciencias

Departamento de Ecología

Septiembre 2012



SEMBRAR LA VIDA

ESTRATEGIAS CAMPESINAS PARA
INTEGRAR CONSERVACIÓN Y
DESARROLLO EN LA RESERVA DE
LA BIOSFERA LA SEPULTURA,
CHIAPAS, MÉXICO

Luis Rico García-Amado

Tesis doctoral

Director

Manuel Ruiz Pérez

Universidad Autónoma de Madrid

Facultad de Ciencias

Departamento de Ecología

Septiembre 2012



**A mi madre y a mi padre
y viceversa**



Ya no andamos quemando el monte, ahora sembramos la vida

Luis Corzo Domínguez

(...) You cannot protect the environment unless you empower people, you inform them, and you help them understand that these resources are their own, that they must protect them.

(...) I have always believed that, no matter how dark the cloud, there is always a thin, silver lining, and that is what we must look for

(...) As I conclude I reflect on my childhood experience when I would visit a stream next to our home to fetch water for my mother. I would drink water straight from the stream. Playing among the arrowroot leaves I tried in vain to pick up the strands of frogs' eggs, believing they were beads. But every time I put my little fingers under them they would break. Later, I saw thousands of tadpoles: black, energetic and wriggling through the clear water against the background of the brown earth. This is the world I inherited from my parents. Today, over 50 years later, the stream has dried up, women walk long distances for water, which is not always clean, and children will never know what they have lost. The challenge is to restore the home of the tadpoles and give back to our children a world of beauty and wonder.

Wangari Maathai

Porque no matas
ni destruyes sin límite,
habrá caza abundante en tus rutas,
protegido del cielo.

Elva Macías

Agradecimientos

Resumen

Los bosques tropicales, representan el 44% de la superficie forestal y albergan el 70% de las especies terrestres, a la vez que concentran aproximadamente el 90% de la población más pobre del planeta. Por ello en estas regiones se requiere un mayor esfuerzo en estrategias que permitan escapar de la pobreza a la vez que conservar la naturaleza. Para compatibilizar ambos objetivos se han propuesto diferentes estrategias, que continúan siendo una fuente de debate entre investigadores, movimientos conservacionistas, agencias de cooperación y desarrollo y gobiernos.

Por un lado se han llevado a cabo estrategias indirectas que tratan de alcanzar el desarrollo local a través de actividades de conservación. Un ejemplo de ello son los Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo (PICD), que promueven el uso sostenible de los recursos que poseen las comunidades forestales, aunque hasta la fecha han obtenido pocos éxitos palpables. Uno de los principales mecanismos para llevar a cabo PICD han sido los Productos Forestales No Maderables (PFNM), ya que son accesibles a pequeñas comunidades. Estas estrategias, dado que una parte importante de los bosques tropicales son comunales, suelen tener en cuenta la gestión colectiva de los bienes comunales (GCBC).

Como contraposición a las estrategias indirectas, los pagos directos a la conservación, como los Pagos por Servicios Ambientales (PSA), se han visto como una manera más eficiente de alcanzar conservación y desarrollo, aunque también han recibido críticas por poder suponer un aumento de la brecha de pobreza o por suplantar otros tipos de valoración diferentes a la monetaria.

El objetivo de la tesis doctoral es analizar las estrategias de conservación y desarrollo en una Reserva de la Biosfera en Chiapas, México. Se estudia una estrategia directa (PSA) y tres indirectas (PICD, PFNM y GCBC). Concretamente se analiza su implementación, su impacto en los medios de vida, las interacciones con el mercado y la percepción que de ellas tienen los campesinos.

La tesis está estructurada en 3 bloques: Un primer bloque teórico (capítulos 1 a 3) donde se especifican las estrategias a analizar, la metodología de la tesis y la descripción del área de estudio; un segundo de resultados (capítulos 4 a 9) conformado por una revisión a escala global, 3 estudios de caso de una comunidad y 2 análisis regionales; y un último bloque de discusión global e integradora (capítulo 10). La metodología utilizada se basa en la recogida de datos a través de material bibliográfico, observación participante y encuestas semiestructuradas, que fueron analizadas mediante estadística descriptiva e inferencial.

Se eligió la Reserva de la Biosfera de La Sepultura (REBISE) por su alta actividad tanto en PICD como PSA. El tipo de propiedad es comunal (ejido), aunque se dan diferencias entre poseedores de la tierra (ejidatarios) y quienes viven en la comunidad sin ser dueños del terreno comunal pudiendo cultivar en pequeñas parcelas (pobladores).

El bloque de resultados comienza con el capítulo 4, que analiza los esquemas PSA por biodiversidad revisando diferentes casos de todo el planeta. El capítulo resalta la dificultad de implementar este tipo de esquemas.

El capítulo 5 estudia los PICD de La Sepultura, detallando el destino de los fondos y la percepción que los campesinos tienen de ellos. En ambos casos, el tipo de actividades productivas de las comunidades (ecológicas frente a convencionales) marca las diferencias en los resultados.

El capítulo 6 desarrolla la eficiencia de los PSA en la comunidad de Sierra Morena respecto a la equidad y a la adicionalidad (el plus diferencial de conservación que pueden aportar los pagos). Los resultados demuestran que tienen un efecto igualitario dentro de los ejidatarios, pero aumentan las diferencias entre éstos y los pobladores. También se observa falta de adicionalidad en los pagos, los cuales son percibidos principalmente como un premio por los años dedicados a la conservación.

El capítulo 7 estudia la evolución de la palma camedor (un PFNM) en Sierra Morena. Ésta ha pasado de ser recolectada de manera silvestre al cultivo forestal, desplazando a las actividades de subsistencia. Los primeros en adoptar los cultivos fueron las personas más ricas de la comunidad, siendo

rápido copiado por el resto de ejidatarios al comprobar el mejor rendimiento de los cultivos. Los pobladores, sin embargo han quedado excluidos de las actividades de palma.

El capítulo 8 analiza la red social de Sierra Morena y su relación con la GCBC. La red muestra una estructura centro/periferia con los ejidatarios situados en el centro y los pobladores en posiciones más periféricas. Este tipo de estructura, si bien puede ser muy efectiva, también puede acarrear problemas de gobierno, como se demuestra en el caso de estudio.

El capítulo 9 evalúa la implementación de los programas PICD y PSA en La Sepultura y cómo son percibidos por los campesinos. A su vez se investiga el efecto de los PSA sobre las motivaciones hacia la conservación. Los resultados muestran que los campesinos valoran los PICD por generar mayor capital social y por estar orientados a más largo plazo mientras que los PSA son estimados por generar capital directo y rápido. A su vez, las personas que participan en el programa PSA tienden a apreciar significativamente los beneficios económicos de la conservación, tendencia que se acrecienta conforme aumenta el número de años recibiendo PSA.

Para cerrar, el capítulo 10 resume los resultados de la tesis y discute sus implicaciones para las estrategias de conservación y desarrollo. El éxito de éstas es muy dependiente de la tenencia de la tierra, de la presencia de individuos emprendedores que dinamicen al colectivo y de la capacidad de conformar mercados nicho (ecológicos). Sectores como el café y la palma han podido incorporarse en estos mercados, lo que no ha ocurrido con otros productos como el ganado, el maíz o el frijol, cuyos mercados encuentran trabas en los programas de conservación.

Abstract

Tropical forests account for approximately 44% of the world's forests and contain 70% of land species. They also host 90% of the poorest population on the planet. Hence, these regions require the most significant efforts to find strategies that help alleviate poverty while conserving natural resources. In order to meet both objectives different strategies have been proposed and debated amongst researchers, environmentalists, development NGOs and governments.

On the one hand indirect strategies try to accomplish local development through conservation activities. The most salient examples are Integrated Conservation and Development Projects (ICDPs), which promote the sustainable use of forest resources, although to date they have proved relatively ineffective. An important number of ICDPs have fostered Non Timber Forest Products (NTFPs) as they are more accessible to small communities. Due to the fact that an important percentage of tropical forests is communally owned, indirect strategies usually have to deal with Common Pool Resource Management (CPRM).

On the other hand, direct strategies like Payments for Environmental Services (PES) have been claimed to be more efficient, but they have raised some concerns on the possible increase of poverty gaps and the potential replacement of non-chrematistic forms of valuing ecosystems.

The objective of this PhD Thesis is to analyse Conservation and Development (C&D) strategies in a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. It studies a direct strategy (PES) and three indirect ones (ICDP, NTFP, CPRM), specifically dealing with their implementation, their impact on local livelihoods, their market interactions and the way they are perceived by local farmers.

The thesis is structured in three sections: An introductory section (Chapters 1 to 3), where C&D strategies are described, the methodology is exposed and the study area is presented. The second section (Chapters 4 to 9) gathers and presents the results; divided into a global scale revision, three case studies of a single community and two regional analyses. The last section (Chapter 10)

summarizes and discusses the results. The methodology is based on bibliographic material, participant observation, semi-structured interviews and statistical analysis.

La Sepultura Biosphere Reserve was chosen due to its high activity on ICDP and PES programmes. Half of the land is characterised as ejidos, a common type of land tenure. Ejidos have two types of dwellers: ejidatarios, owners of their own plots and the common land, and pobladores, who usually own smaller plots of land, but do not have rights to the common land.

The results section opens with Chapter 4, which reviews several Biodiversity PES schemes at a worldwide scale. This chapter highlights the difficulties to implement these types of schemes.

Chapter 5 examines ICDPs in La Sepultura. It is specifically aimed at understanding their funding allocation and the farmers' perceptions on them. Both results differ according to the main productive activities in the communities (organic vs. conventional).

Chapter 6 assesses the efficiency of PES in the ejido Sierra Morena, regarding equity and additionality (the differential addition that payments mean for conservation purposes). The results show that PES have an egalitarian effect within landowners and landless groups, but it broadens the gap between them. Additionality is low because the payments are mostly perceived as a reward for the years devoted to conservation initiatives.

Chapter 7 analyses the evolution of *Chamaedorea* palm (a NTFP) activity in Sierra Morena. Palm cultivation is displacing wild harvesting and subsistence activities. This change was led by richer households and, subsequently the rest of the ejidatarios followed their example due to salient improvements in the economic return to effort. Landless poorer members were left out of palm activities.

Chapter 8 uses Social Network Analysis to assess common pool resource management in Sierra Morena. The network shows some centrality, with richer landholders tending to occupy core positions and poorer landless peasants

peripheral ones. This has fostered community's environmentally-oriented development, but has also caused internal conflicts.

Chapter 9 evaluates the implementation of ICDP and PES programmes in La Sepultura and the way they are perceived by local farmers. It also examines the interaction of PES with motivations for conservation. The results highlight that PES are preferred for their directness and short-term results, while ICDPs are appreciated for stimulating environmental awareness, being linked with long term conservation, productive capacity and social capital building. On the other hand people receiving PES tend to make the future of conservation contingent on monetary and utilitarian reasons, this preference increasing with the number of years receiving PES.

Chapter 10 closes the thesis summarizing the results and discussing their implications on C&D strategies. Success in their implementation is dependent on land tenure, the presence of entrepreneurs that foster collective action and the capacity to join niche markets (such as organic ones). Hence, coffee and palm producers, integrated into organic markets, have been able to achieve the objectives related to C&D strategies, contrary to cattle, corn or bean producers, whose markets hinder conservation initiatives.

Listado de artículos que conforman los resultados de la tesis

La tesis se presenta como una compilación de artículos enviados a revistas y a congresos. A continuación se detalla el título de cada publicación y la situación en que se encuentra:

- Capítulo 4. Ezzine de Blas, Driss; **Rico, Luis**; Ruiz Pérez; Manuel Maris, Virginie; 2011. *La biodiversidad en el universo de los “pagos por servicios ambientales”: desentrañando lo inextricable*. Revista Española de Estudios Agrarios y Pesqueros 228, 139-162.
- Capítulo 5. Barrasa García, Sara; **Rico García-Amado, Luis**; Ruiz Pérez, Manuel, 2012. *Análisis de Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo en la Reserva de la Biosfera La sepultura, Chiapas, México*. Comunicación oral aceptada en el XVI Congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación. Panamá (Panamá). Septiembre 2012.
- Capítulo 6. **Rico García-Amado, Luis**; Ruiz Pérez, Manuel; Reyes Escutia, Felipe; Barrasa García, Sara; Contreras Mejía, Elsa; 2011. *Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico*. Ecological Economics 70, 2361-2368.
- Capítulo 7. **Rico García-Amado, Luis**; Ruiz Pérez, Manuel; Dahringer, Guillaume; Reyes Escutia, Felipe; Barrasa García, Sara; Contreras Mejía, Elsa (en revisión). From wild harvesting to agroforest cultivation: A Chamaedorea palm case study from Chiapas, Mexico. Enviado a Forest Policy and Economics.
- Capítulo 8. **Rico García-Amado, Luis**; Ruiz Pérez, Manuel; Iniesta, Irene; Dahringer, Guillaume; Reyes Escutia, Felipe; Barrasa García, Sara;

Contreras Mejía, Elsa; 2012. Managing the commons: Social capital network analysis of a forest community in a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. *Ecology and Society*, 17, 3.

- Capítulo 9. **Rico García-Amado, Luis**; Ruiz Pérez, Manuel; Reyes Escutia, Felipe; Barrasa García, Sara y Contreras Mejía, Elsa (en segunda revisión). Motivations for conservation: Assessing Integrated Conservation and Development Projects and Payments for Environmental Services in La Sepultura Biosphere Reserve, Mexico, Chiapas. Enviado a *Ecological Economics*.
- Anexo I. Masferrer-Dodas, Elena; **Rico García-Amado, Luis**; Huanca, Tomás; TAPS Bolivian Study Team; Reyes-García, Victoria (En Prensa). Does consumption of market goods relate to wellbeing? An empirical test in the Bolivian Amazon. *Ecological Economics*. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.08.009

Índice

Agradecimientos.....	3
Resumen.....	5
Abstract.....	8
Listado de artículos que conforman los resultados de la tesis	11
Índice.....	13
Índice de tablas	17
Índice de Figuras.....	17
BLOQUE I: MARCO TEÓRICO	19
Capítulo 1 Introducción	20
1.1 La situación de los bosques	21
1.1.1 Un planeta boscoso...aunque cada vez menos	21
1.1.2 Los bosques tropicales: diversidad entre la pobreza y la degradación	24
1.2 Marco conceptual	27
1.2.1 Pobreza y desarrollo	27
1.2.2 Estrategias de supervivencia en el bosque	28
1.2.3 La mercantilización del bosque	30
1.2.4 El acceso al bosque	32
1.3 ¿Conservación o desarrollo? dos necesidades solapadas en el tiempo y en el espacio	33
1.4 ¿Parques sí? ¿parques no? ¿con gente o sin gente?.....	36
1.5 El manejo sostenible del bosque: estrategias indirectas para compatibilizar conservación y desarrollo.....	38
1.5.1 Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo	39
1.5.2 Gestión colectiva de los bienes comunales	40

1.5.3	Productos Forestales No Maderables (PFNM)	41
1.6	La externalización del bosque: estrategias directas para compatibilizar conservación y desarrollo	42
1.6.1	Pago por Servicios Ambientales (PSA)	43
1.7	Aportaciones de la tesis al debate	45
	Referencias	47
	Capítulo 2 Objetivos de la tesis y metodología	57
2.1	Objetivos de la tesis	57
2.2	Metodología	58
	Capítulo 3. Área de estudio	61
3.1.	México	61
3.2.	Chiapas	63
3.3.	Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE)	65
3.3.1.	Historia	65
3.3.2.	Caracterización ecológica	67
3.3.3.	El contexto social	68
3.3.4.	Sistemas de producción	70
3.3.5.	Conflictos socioambientales	73
3.4.	Ejido Sierra Morena	76
3.4.1.	Historia del ejido	77
3.4.2.	Organización social	79
3.5.	Estrategias locales de integración de conservación y desarrollo	83
3.5.1.	Café	83
3.5.2.	Palma	88
3.5.3.	Pagos por Servicios Ambientales (PSA)	90
	Referencias	93

BLOQUE II: RESULTADOS	96
Capítulo 4 La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable	97
Capítulo 5 Análisis de Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo en la Reserva de La Biosfera La Sepultura, Chiapas, México	123
Capítulo 6 Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico	136
Capítulo 7 From wild harvesting to agroforest cultivation: A Chamaedorea palm case study from Chiapas, Mexico	145
Capítulo 8 Managing the commons: Social capital network analysis of a forest community in a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico	171
Capítulo 9 Motivations for conservation: Assessing Integrated Conservation and Development Projects and Payments for Environmental Services in La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico	184
 BLOQUE III: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	 211
Capítulo 10 Síntesis Integradora	212
10.1 Pagos por Servicios Ambientales	212
10.1.1 Implementación	212
10.1.2 Impacto en los medios de vida	214
10.1.3 Interacciones con el mercado	215
10.1.4 Percepciones de la población local	215
10.2 Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo	217
10.2.1 Implementación	217
10.2.2 Impacto en los medios de vida	218
10.2.3 Interacción con el mercado	218
10.2.4 Percepciones de la población local	219
10.3 Productos Forestales No Madereros	220

10.3.1	Implementación.....	220
10.3.2	Impacto en los medios de vida.....	220
10.3.3	Interacción con el mercado.....	221
10.3.4	Percepciones de la población local.....	221
10.4	Gestión colectiva de los bienes comunales.....	222
10.4.1	Implementación.....	222
10.4.2	Impacto en los medios de vida.....	224
10.4.3	Interacciones con el mercado.....	224
10.4.4	Percepciones de la población local.....	225
10.5	Estrategias de conservación y desarrollo en la REBISE.....	226
10.5.1	Implementación.....	226
10.5.2	Impacto en los medios de vida.....	228
10.5.3	Interacciones con el mercado.....	229
10.5.4	Percepciones de la población local.....	231
10.6	Mirar hacia delante.....	232
10.6.1	Integrar conservación y desarrollo.....	232
10.6.2	Equidad, poder y tenencia de la tierra.....	234
10.6.3	Repensando el mercado.....	236
10.6.4	Valor, valores, ética.....	238
10.6.5	Corolario.....	239
	Conclusiones.....	250
	Conclusions.....	254
	Anexos.....	258
	Anexo I Does consumption of market goods relate to wellbeing? An empirical test in the Bolivian Amazon.....	259

Índice de tablas

Tabla 1.1. Estrategias de interacción con el bosque.	29
Tabla 1.2. Visiones para abordar el binomio conservación-desarrollo.	35
Tabla 2.1. Síntesis de las estrategias analizadas, objetivos abarcados y la escala del estudio de los capítulos de resultados de la tesis doctoral.	58
Tabla 3.1. Sistemas de producción encontrados en la REBISE.	72

Índice de Figuras

Figura 1.1. Mapa de distribución de bosques.	22
Figura 1.2. Deforestación y reforestación entre 1980-2000 a nivel mundial.	23
Figura 1.3. Bosques según dominios climáticos.	24
Figura 1.4. Distribución de la pobreza en el Mundo	25
Figura 1.5. Cambio anual en superficie forestal por dominio climático.	26
Figura 1.6. Valoración económica total de los bosques	31
Figura 1.7. La lógica de los PSA.	43
Figura 3.1. Regiones ecológicas de México.	62
Figura 3.2. Relieve del estado de Chiapas.	64
Figura 3.3. Localización de La Reserva de la Biosfera de La Sepultura	66
Figura 3.4. Mapa de la REBISE con indicación de los ejidos muestreados.	67
Figura 3.5. Ecosistemas de la REBISE. Fuente: INE 1999.	68
Figura 3.6. Porcentajes de tenencia de la tierra en la REBISE.	70
Figura 3.7. Distribución de las actividades productivas y extractivas en un transecto de la REBISE.	71
Figura 3.8. Dinámica de transformación de la vegetación en la REBISE, entre 1970 y 1990.	73
Figura 3.9. Sistemas de producción en la REBISE y posibles trayectorias de evolución hacia un manejo sostenible.	75

Figura 3.10. Localización y orografía del ejido Sierra Morena	77
Figura 3.12. Barrio bajo (izquierda) y barrio alto (derecha) de Sierra Morena .	80
Figura 3.12. Vegetación de la zona núcleo del ejido Sierra Morena	82
Figura 3.14. Tipología de cultivos de café en México.....	85
Figura 3.15. Evolución de los precios del café entre 1984 y 2003	87
Figura 3.16. Café de sombra en el ejido Sierra Morena.....	88
Figura 3.16. Palmar silvestre.....	89

BLOQUE I
MARCO
TEÓRICO



Capítulo 1 Introducción

“The century just ended was disfigured, time and again, by ruthless conflict. Grinding poverty and striking inequality persist within and among countries even amidst unprecedented wealth. Diseases, old and new, threaten to undo painstaking progress. Nature’s life-sustaining services, on which our species depends for its survival, are being seriously disrupted and degraded by our own everyday activities.” Con estas palabras se dirigía Kofi Annan, ex-Secretario General de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) a la Asamblea General de dicho órgano en el informe “We the peoples”, que se presentó el 3 de abril de 2000. Meses más tarde, entre el 6 y el 8 de septiembre, tuvo lugar la Cumbre del Milenio, cuyo resultado quedó plasmado en los 8 Objetivos del Milenio (ODM), con los que los líderes de 189 países se comprometieron a enfrentarse a los problemas señalados por Annan, con resultados palpables para el año 2015.

Sin embargo, a 3 años de que se cumpla esta fecha los objetivos parecen lejos de ser alcanzados: la pobreza sigue siendo una realidad latente y más de la mitad de los servicios que prestan los ecosistemas se encuentran degradados, lo que perjudica precisamente a la población más pobre, que depende en mayor medida de estos servicios (MEA, 2005; PNUD, 2011). Bajo este panorama se producen conflictos crecientes entre el acceso a los recursos, la degradación del medio y la evasión de la pobreza (Agrawal et al., 2006), lo que obliga a diseñar actuaciones que puedan combatir simultáneamente el empobrecimiento de la población y la degradación de los ecosistemas (Sachs et al., 2009; PNUD, 2011). Distintas escuelas de pensamiento han tratado de resolver este nudo gordiano proponiendo diversas políticas para integrar conservación y desarrollo, las cuales difieren en aspectos tan sustanciales como el nivel de protección de los recursos, la importancia de la participación comunitaria o el tipo de estrategias a desarrollar (Adams et al., 2004). Estas divergencias han desencadenado un amplio debate, aún inconcluso, que se ha ido haciendo más complejo a medida que

las diferentes propuestas para integrar conservación y desarrollo se han ido implementando (Roe, 2008).

Tratando de aportar un granito de arena a este debate, la presente tesis doctoral aborda las estrategias para integrar de conservación y desarrollo en ecosistemas forestales tropicales. La tesis se ubica en una Reserva de la Biosfera en Chiapas, México, donde confluyen diferentes iniciativas de conservación y desarrollo, lo que la convierte en un lugar idóneo para estudiar tanto su puesta en práctica como la interacción entre ellas.

Este primer capítulo presenta, a modo de introducción, las diferentes visiones sobre conservación y desarrollo y las estrategias que serán objeto de estudio en los capítulos siguientes. En primer lugar se expone la situación de los bosques y su realidad en los trópicos (apartado 1.1). El capítulo continúa con un repaso de los principales conceptos y procesos que marcan el análisis de la tesis (apartado 1.2). Los últimos apartados tratan las tres cuestiones que se abordan a lo largo de la tesis: (a) el debate sobre el binomio conservación-desarrollo (apartado 1.3), (b) las discusiones acerca de la idoneidad de las figuras de protección de la naturaleza (1.4) y (c) las posibles estrategias para llevar conservación y desarrollo a buen término (apartados 1.5 y 1.6). Sobre ésta última cuestión, como se detalla en los objetivos de la tesis (capítulo 2), versan los resultados de la misma (capítulos 4 a 9), que se rencuentra con las dos primeras en la discusión global desarrollada en el décimo capítulo.

1.1 La situación de los bosques

Dado que la tesis estudia las estrategias de conservación y desarrollo en bosques tropicales este primer apartado repasa el estado de los bosques en el planeta para posteriormente esbozar la realidad social y ambiental de los bosques tropicales.

1.1.1 Un planeta boscoso...aunque cada vez menos

En el supuesto caso de que un extraterrestre depositara su nave aleatoriamente en cualquier punto de la superficie emergida de la Tierra tendría una gran probabilidad de encontrarse rodeado de árboles al abandonar su módulo espacial, ya que los bosques conforman los ecosistemas terrestres más extensos del planeta. Su distribución, como se puede apreciar en la Figura 1.1, es heterogénea, localizándose principalmente en las latitudes tropicales y boreales. Los ecosistemas forestales desempeñan funciones clave en el metabolismo de la biosfera a diferentes escalas (Pearce, 2001; Ruiz Pérez et al., 2007). Se estima que los bosques albergan al menos un 75% de las especies terrestres, así como una gran parte de la biomasa terrestre (Groombridge, 1992; Heywood y Watson, 1997) y cumplen papeles fundamentales en procesos como el control de la erosión, ciclo hídrico, edafogénesis o regulación climática (Bonan, 2008; Pummer et al., 2011).

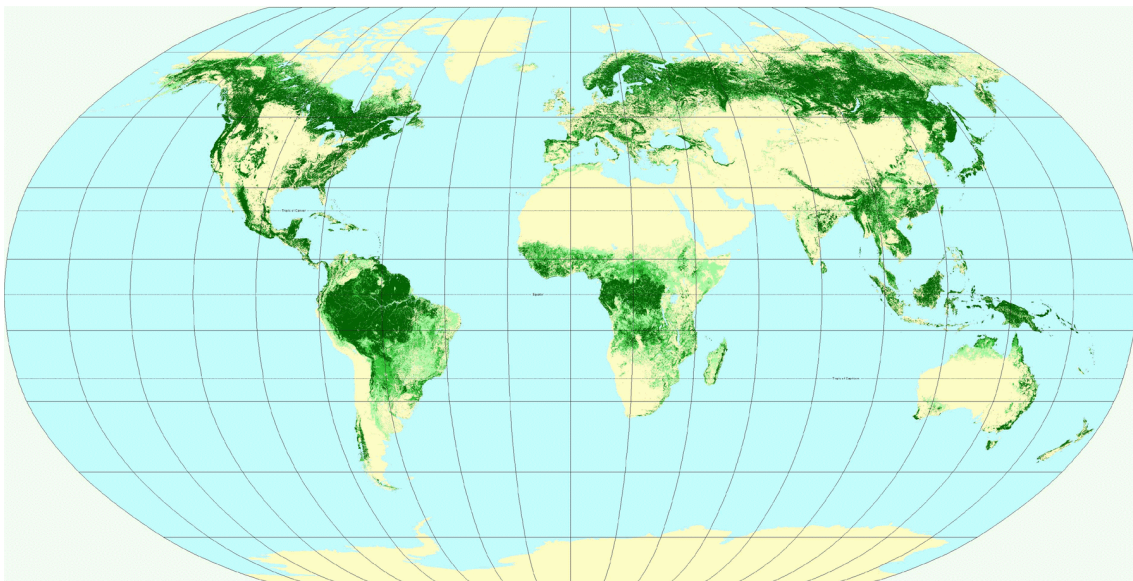


Figura 1.1. Mapa de distribución de bosques. Fuente: FAO, 2000

Desde sus orígenes, la humanidad ha tenido una relación muy estrecha con los bosques. Han sido principalmente los servicios de los ecosistemas forestales los que han sustentado a las diferentes civilizaciones a lo largo de la historia (Perlin, 1999) y se estima que en la actualidad cientos de millones de personas aún realizan un uso directo del bosque (MEA, 2005).

Con el surgimiento de la agricultura, la presión ejercida por los humanos sobre los bosques ha ido aumentando, dando lugar a una disminución de la superficie forestal planetaria a medida que ésta se fue tornando en espacios agrarios. En los últimos 8000 años, la superficie forestal ha decrecido desde 6200 millones de ha hasta aproximadamente 4000 millones de ha, habiéndose producido la mayoría de esta reducción en las últimas 3 décadas (Bryant et al., 1997; FAO, 2010). La precisión de estos datos ha sido puesta en cuestión, ya que hay numerosos impedimentos técnicos, políticos o metodológicos para su obtención (Grainger, 2008). La FAO ha intentado suplir esta carencia con nuevos trabajos que estiman la superficie boscosa actual en 3700 millones de ha (JRC y FAO, 2011).

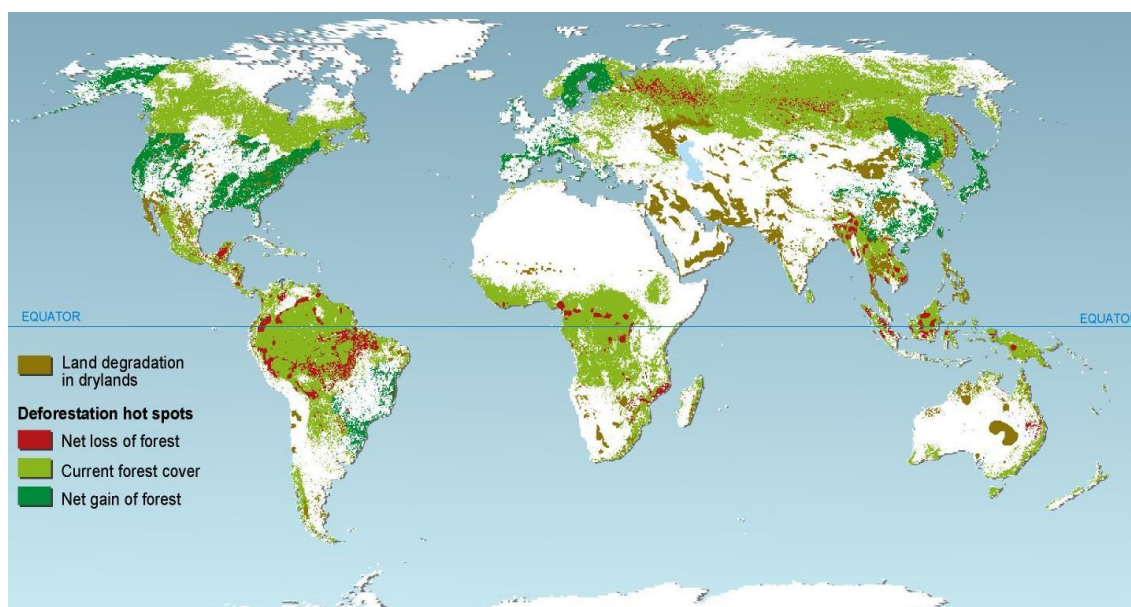


Figura 1.2. Deforestación y reforestación entre 1980-2000 a nivel mundial. Fuente: MEA, 2005.

Los mismos problemas de precisión limitan la estimación de las tasas de deforestación. De acuerdo con la última evaluación de los recursos forestales de la FAO (FAO, 2010) en la última década la tasa de deforestación anual total ha sido de 13 millones de hectáreas (FAO, 2010), que, corregida con los niveles de reforestación, se transforma en una pérdida neta de 5,2 millones de hectáreas al año (FAO, 2010). Esto supone un ligero descenso en relación a la década anterior cuyas tasas de deforestación anuales totales y netas fueron de 16 millones de hectáreas y 8,3 millones de ha respectivamente. Las

estimaciones satelitales dan unas cifras algo menores, rebajando la deforestación neta a 4,8 millones de ha por año (JRC y FAO, 2011). Más allá de los bailes de cifras, no hay duda de que la pérdida de bosque está ocurriendo en unos niveles importantes en diferentes lugares del planeta, lo que lleva consigo la degradación de las funciones ecológicas que realizan y de los servicios que ofrecen. Por esta razón, la protección de los bosques es una prioridad en las políticas de conservación, siendo el cambio de área forestal uno de los 48 indicadores que se utilizan en la evaluación de los ODM.

1.1.2 Los bosques tropicales: diversidad entre la pobreza y la degradación

En los bosques tropicales (en violeta en la Figura 1.3) convergen altos valores de conservación con bolsas de pobreza, de ahí que hayan acaparado prácticamente todo el debate entre conservación y desarrollo. Éstos son ecosistemas de suma importancia pues representan un 44% de los bosques totales (JRC y FAO 2011) y albergan a la mayoría de las especies terrestres (Groombridge 1992), jugando un papel fundamental como espacios de conservación de la diversidad y como suministradores de servicios.

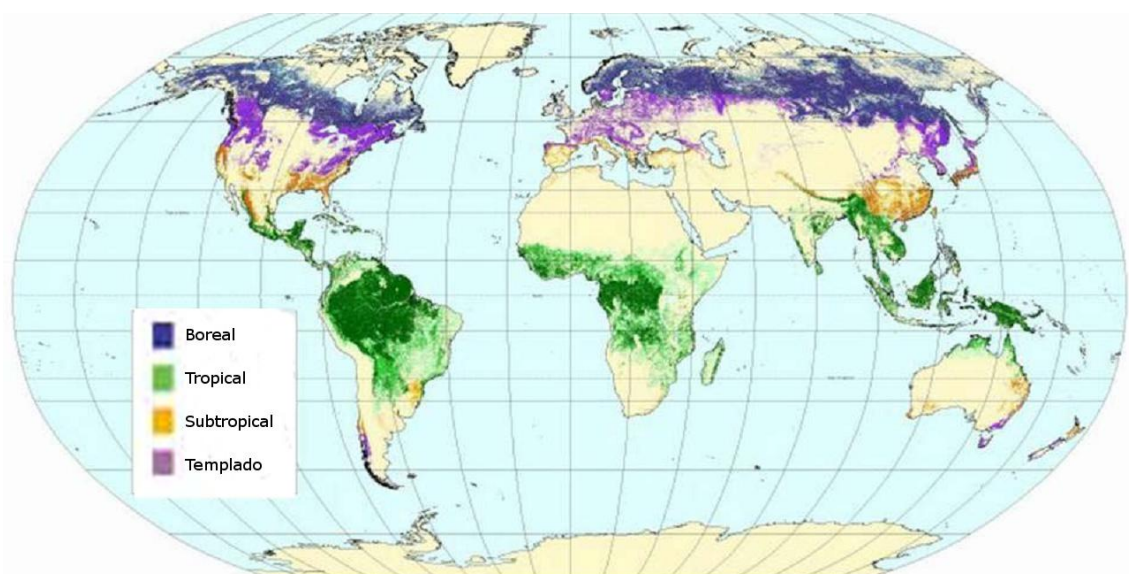


Figura 1.3. Bosques según dominios climáticos. Fuente: FAO, 2000.

Como se puede observar en la Figura 1.4, las latitudes tropicales son también aquellas regiones donde se concentra la mayor parte de la pobreza mundial, concretamente en África Subsahariana, América Central, la región andina y la zona central de Asia (Sachs, 2005). En la figura, el tamaño de cada país es equivalente al número de personas que viven en pobreza crónica (aquella que persiste durante gran parte de la vida de los individuos).

La pobreza se localiza fundamentalmente en zonas rurales y aisladas (Bird et al., 2002), situándose una gran parte de ellas en lo que el Banco Mundial ha denominado *territorios frágiles*. De éstos, destacan las áreas forestales tropicales, donde vive aproximadamente el 90% de la población más pobre del planeta (Banco Mundial, 2001). La ruralidad está por tanto asociada a la pobreza, al igual que otros factores como la etnia o el sexo de las personas (Agarwal, 1997).

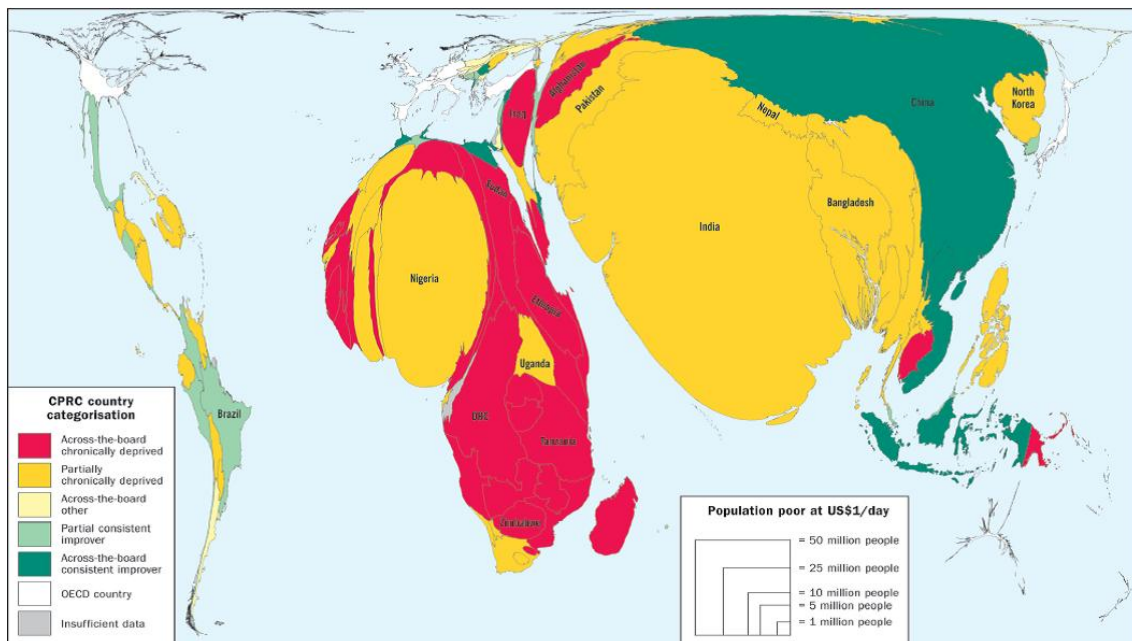


Figura 1.4. Distribución de la pobreza en el Mundo. Fuente: (CPRC, 2008).

Tradicionalmente la pobreza se ha visto como una fuente de degradación de bosques, siguiendo la lógica de que las necesidades de las comunidades que los habitan han llevado a la sobreexplotación de los recursos locales. No en vano, las zonas tropicales son las que muestran un mayor índice de deforestación (

Figura 1.5). Sin embargo, la relación entre pobreza y pérdida de superficie forestal se ha demostrado excesivamente simplista (Sunderlin et al., 2005; Chomitz y Buys, 2007), pues son muchos factores los que contribuyen a ésta última, entre otros, y en mayor medida, una forma de vida altamente consumista (Naredo, 2005; Child, 2009; Worldwatch Institute, 2010).

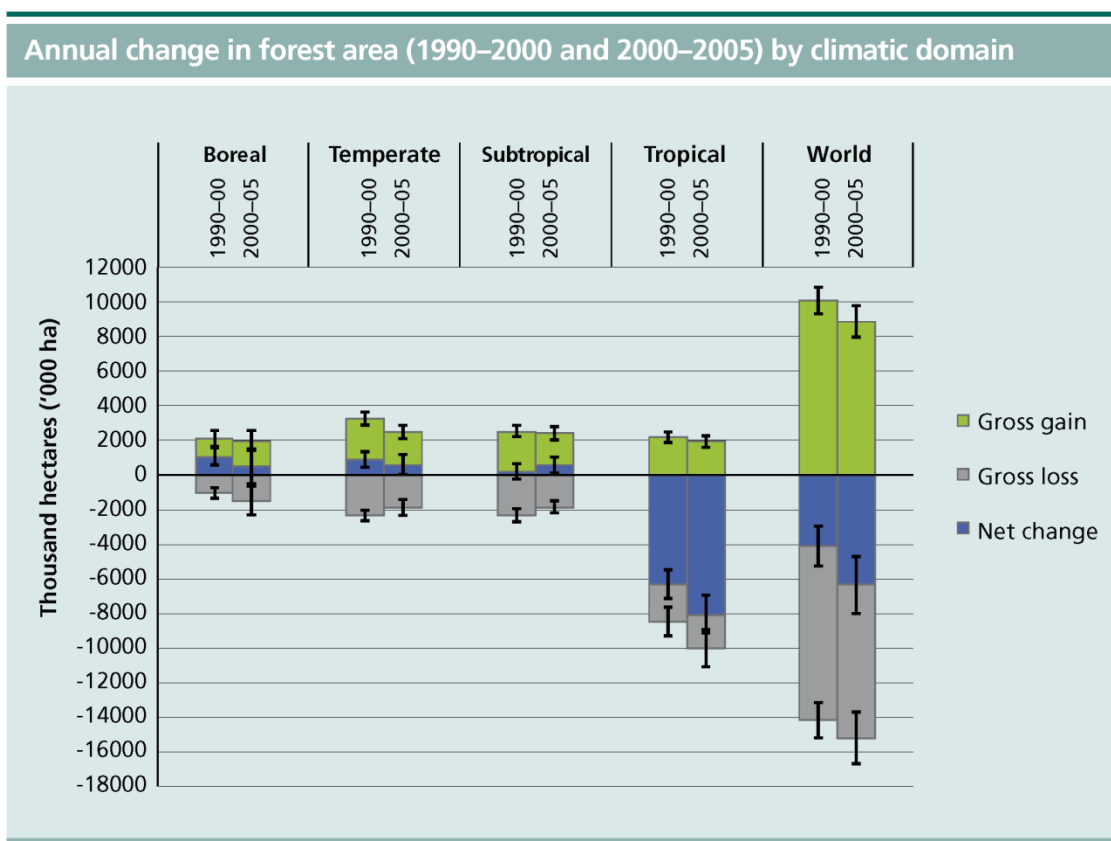


Figura 1.5. Cambio anual en superficie forestal por dominio climático. Fuente: JRC-FAO (2011).

Para entender las causas de la deforestación es necesario trascender los ámbitos locales, pues factores externos de diversa índole tienen mucha más influencia sobre las dinámicas forestales que las dinámicas locales (Geist y Lambin, 2001). La degradación forestal es una de las resultantes de una maraña de procesos a diferentes escalas que abarcan desde el comercio internacional a la evolución demográfica o la existencia de guerrillas (Brechin et al., 2002). Así, muchas veces los cambios de medios de vida de comunidades que han conllevado patrones de deforestación han sido desencadenados por factores externos en los que los habitantes locales no han podido incidir. Por

ello, la conservación de los bosques debe entenderse dentro de un marco político y social en el que la pobreza es un factor más ligado a la deforestación y viceversa (Brosius, 1997).

En cualquier caso, más allá de las causas de la degradación de los bosques, ésta supone un problema grave para las comunidades locales, especialmente en el caso de las poblaciones más pobres (Sunderlin et al., 2005; PNUD, 2011), ya que, como se expone a continuación, los servicios de los ecosistemas forestales mitigan la situación de pobreza y son una oportunidad para promocionar el desarrollo humano (Sunderlin et al., 2005).

1.2 Marco conceptual

Como paso previo a abordar los debates en torno a la conservación y el desarrollo, en este apartado se exponen los conceptos y los procesos que integran el marco conceptual de la tesis, los cuales ayudan a definir los objetivos del análisis de las estrategias llevado a cabo en los resultados.

1.2.1 Pobreza y desarrollo

Dado que la tesis analiza estrategias de desarrollo para evadir la pobreza, es necesario definir qué se entiende por estos dos conceptos, ya que existen diferentes definiciones, medidas e indicadores relacionados a éstos.

La pobreza es un concepto intuitivamente comprensible pero difícil de definir y de medir (Adams et al., 2004). Las principales medidas son monetarias (como la renta per cápita), aunque también las hay no monetarias (como la mortalidad infantil), por lo que existe una gran disparidad de datos sobre pobreza, la mayoría no comparables, lo que conlleva una dificultad para trabajar. Además, bajo el concepto de pobreza, se suelen denominar situaciones muy heterogéneas, desde refugiados ambientales sin capacidad de subsistir por sí mismos, hasta pequeños campesinos de vida humilde, con una modesta cobertura de las necesidades (Fisher et al., 2005). Por ello, pese a que siempre ha sido un término ligado a bienes materiales, cada vez se trabaja más con una concepción multidimensional de la pobreza, que incluye bajo su

paraguas, además de los bienes materiales, factores como la salud, la educación, el aislamiento, la participación, el acceso a la tierra y a los recursos y la seguridad (Hulme et al., 2001; Bird et al., 2002; Kakwani y Silber, 2008).

El concepto de desarrollo humano, si bien ha estado tradicionalmente unido al crecimiento económico, ha sido redefinido por el PNUD como “el proceso de ampliación de las opciones de las personas y mejora de las capacidades humanas (la diversidad de cosas que las personas pueden hacer o ser en la vida) y las libertades, para que las personas puedan vivir una vida larga y saludable, tener acceso a la educación y a un nivel de vida digno, y participar en la vida de su comunidad y en las decisiones que afecten sus vidas” (PNUD, sin fecha). La igualdad, la participación, la sostenibilidad o la libertad pasan a ser asuntos de la misma importancia que los económicos y el crecimiento de los ingresos queda relegado a ser un medio para cubrir las necesidades de las personas.

1.2.2 Estrategias de supervivencia en el bosque

La evolución del concepto de desarrollo ha tenido una implicación directa sobre la concepción de los bosques, que han pasado de ser entendidos como espacios destinados a la obtención de bienes a lugares donde desarrollar las capacidades humanas. Esta propiedad ya había sido comprendida por las poblaciones forestales que históricamente han basado en el bosque sus medios de vida. Éstos se han desarrollado bajo diversas estrategias, que Sunderlin et al. (2005) clasifican en 4 (Tabla 1.1). La primera de ellas implica la desaparición de bosque, mientras que las 3 siguientes son compatibles con el mantenimiento de la cobertura arbórea, aunque pueda sufrir modificaciones. Por lo general, las comunidades han combinado estas estrategias, bien para reducir riesgos o bien porque una de ellas no es suficiente para cubrir sus necesidades.

Los bienes que típicamente las comunidades suelen extraer del bosque han sido la madera, utilizada como fuente energética y como material de construcción y fabricación de diversos tipos de objetos, y toda una serie de productos, tanto vivos (vegetales, animales, hongos) como inertes (agua,

minerales), que han servido para alimentación, construcción, higiene, rituales, fabricación de utensilios, etc. Estos productos se agrupan bajo el nombre de *productos forestales no maderables (PFNM)*¹. Entre los servicios ecosistémicos de los que las comunidades han dependido tradicionalmente se encuentran algunos como la calidad del agua, la regulación de flujos, el albergue de polinizadores y depredadores de plagas o la regulación microclimática (Scherr et al., 2004).

Nº estrategia	Objetivo	Acción
Estrategia 1 (agricultura)	Agricultura y ganadería	Eliminar la cubierta forestal para obtener terrenos agrícolas y ganaderos.
Estrategia 2 (autoabastecimiento)	Autoabastecimiento del bosque	Obtener el acceso y la explotación de los bienes y servicios del bosque, para beneficiarse directamente de éstos.
Estrategia 3 (productos forestales)	Mercantilización de servicios de abastecimiento del bosque	Incrementar el valor de los productos forestales, ya sea a través de tecnología que aumente la productividad de éstos, del mejor acceso a mercados o del aumento del valor añadido de los productos.
Estrategia 4 (pagos directos)	Mercantilización de biodiversidad y servicios de regulación del bosque	Obtener pagos directos por la realización de labores de conservación.

Tabla 1.1. Estrategias de interacción con el bosque. Basado en Sunderlin et al. (2005)

La estrategia de autoconsumo y subsistencia ha sido históricamente la más importante para las comunidades forestales. Éstas han desarrollado estrategias de uso multifuncionales para diversificar las fuentes de abastecimiento, aumentando así la resiliencia de su medio de vida (Toledo et al., 2003; García-Fernández et al., 2008). De esta manera el bosque se transforma para millones de campesinos en una red de seguridad (*safety net*

¹ El debate en torno a qué productos se incluyen bajo la definición de PFNM no está cerrado, pues dependiendo de los autores los animales, por ejemplo, pueden ser considerados PFNM o no (Belcher, 2003). Lo mismo ocurre con productos cultivados, que dependiendo de los autores, pueden ser también considerados PFNM. A efectos de esta tesis la discusión sobre animales no tiene mucho sentido, pues no se tratará sobre ellos. En cuanto a las especies cultivadas dentro del bosque y proveniente de éste, como la palma, se considerarán PFNM.

en inglés). Si bien este medio de vida ha sido ensalzado por minimizar los impactos negativos sobre el medio y por ser más adaptativo (Toledo et al., 2003); también ha sido marcado como fuente de pobreza e inestabilidad (Sunderlin et al., 2005), especialmente para las mujeres, que son las que llevan casi toda la carga (Gardner-Outlaw and Engelman, 1999).

1.2.3 La mercantilización del bosque

Aunque la estrategia de autoabastecimiento del bosque sigue siendo fundamental para los más pobres (Pimentel et al., 1997; Arnold y Ruiz Pérez, 2001), se han visto las estrategias de mercantilización de los productos forestales como una posible manera de avanzar en la reducción de la pobreza (Scherr et al., 2004). La lógica detrás de la mercantilización ha sido el tratar de aprovechar el valor económico total del bosque, encontrando valores de cambio a los valores de uso tradicional del bosque.

La conceptualización del valor económico del bosque es relativamente reciente y en principio estuvo desligada de la mercantilización. De hecho, este tipo de valoraciones trataba de alertar sobre la visión reduccionista y monodimensional que se tenía del bosque hasta los años 1970, vinculada exclusivamente a la comercialización de la madera. El avance de campos de conocimiento como la economía ambiental, propició la visión multifuncional del bosque, que ha resultado en la ampliación del concepto de su valor. Así, Pearce y Turner (1990) establecen un marco de valoración económica total basado en la distinción entre valor de uso (actual y de opción futura) y no uso (existencia), como se aprecia en la Figura 1.6.



Figura 1.6. Valoración económica total de los bosques. Fuente: Ruiz Pérez et al. (2007), basado en Pearce (1992), modificado por (Munashinge, 1993).

Este tipo de valoraciones ayudó a resaltar toda una serie de productos del bosque que, pese a ser de uso común y en ocasiones tener un amplio mercado, habían pasado desapercibidos en las políticas de desarrollo forestal, que hasta la fecha sólo reconocían el papel de la madera. La pérdida de cubierta forestal, junto con nuevas estrategias de gestión enfocadas en las comunidades forestales más pobres, trataron de abordar una nueva revalorización del bosque que incluyera otros productos, principalmente los PFM (Panayotou y Ashton, 1992; Falconer, 1993). Esta revalorización se llevó a cabo a través de la creación de nuevos mercados para esos productos, siguiendo la lógica de la “conservación mediante la comercialización” (Evans, 1993). En un principio esta comercialización incluía principalmente a los productos forestales, pero no se tardó en teorizar la inclusión del resto de opciones de uso del bosque, lo que abrió las puertas a nuevos nichos de mercado, como el ecoturismo, la bioprospección, los Mercados por Servicios Ambientales (MSA) o los Pagos por Servicios Ambientales (PSA).

El mercado puede ayudar a mejorar los niveles de vida de poblaciones pobres (Mendoza y Thelen, 2008). A efectos de la integración de conservación y desarrollo el surgimiento de mercados especializados en venta de productos y servicios ecológicos, que requieren de poca tecnología, da ciertas ventajas competitivas a las comunidades locales (Bacon, 2005).

Sin embargo, la incorporación al mercado de las comunidades forestales no ha sido fácil. Por un lado, con frecuencia no disponen de la tecnología ni de la capacidad para satisfacer las altas demandas del mercado (Scherr et al., 2004). Por otro lado, como se desarrollará en el siguiente subapartado (1.2.4), han sido generalmente excluidas de la tenencia de la tierra y de los recursos con acceso al mercado (Sunderlin et al., 2005), quedando normalmente en zonas aisladas y sin infraestructuras (Bird et al., 2002). Por último, el mercado muchas veces requiere inversiones de alto riesgo y a largo plazo, lo que es inviable para las comunidades pobres (Wunder, 2001). Esto ha supuesto que en la mayoría de las ocasiones las políticas comerciales hayan sido ciegas a las necesidades y demandas de los pequeños productores, siendo los grandes capitales productivos los que han acaparado los beneficios (Dove, 1993; Scherr et al., 2004). De esta manera, el mercado ha contribuido en ocasiones a aumentar la pobreza, pues no sólo ha impedido que los más pobres se integren en él, sino que ha evitado el acceso a los bienes y servicios de comunidades pobres, desplazando a muchas de ellas (Dove, 1993; Martínez Alier, 2005).

1.2.4 El acceso al bosque

Las estrategias mencionadas en los subapartados anteriores son muy dependientes de la tenencia de la tierra (Peters, 2004; Belcher et al., 2005; Grieg-Gran et al., 2005; Sunderlin et al., 2005). De hecho, uno de los principales problemas que ha reforzado la situación de pobreza de las poblaciones de áreas forestales ha sido la imposibilidad de acceso a la tierra y a los recursos. Con la falta de medios y de poder político de la que suelen disponer, han tenido que competir por la tenencia de la tierra con gobiernos y grandes empresas (Dove, 1993; Martínez-Alier, 2002; Sunderlin et al., 2005), cuyos impactos ambientales, por lo general, son bastante más severos (Hayes, 2006).

En la actualidad, aunque los estados siguen siendo los principales dueños de los terrenos forestales (Gilmour y Fisher, 2011) y los conflictos por el acceso a la tierra de las comunidades excluidas continúan (Ortega, 2005; Ramiro et al., 2007), el auge de la descentralización del manejo de los bosques (Colfer y

Capistrano, 2005), ha favorecido que los grupos indígenas y pequeños campesinos adquieran más derechos sobre la tierra (Scherr et al., 2004). Pequeñas comunidades y pueblos indígenas han visto aumentar la tierra en uso del 3% al 4% y la tierra en propiedad del 15 al 18% entre 2002 y 2008 (Gilmour y Fisher, 2011), aunque este cambio es muy variable y se centra fundamentalmente en un reducido grupo de países (Sunderlin et al., 2008). América Latina ha sido la región que ha experimentado la mayor cesión de terrenos a comunidades del planeta (Richards, 1997; Gilmour y Fisher, 2011).

1.3 ¿Conservación o desarrollo? dos necesidades solapadas en el tiempo y en el espacio

El primero de los tres debates que se tratan en los siguientes tres apartados ha girado en torno a la capacidad de compatibilizar conservación y desarrollo (Agrawal et al., 2006), acerca de qué problemas son más urgentes o prioritarios y sobre qué pesa más, el derecho a la alimentación o el derecho a un medio ambiente sano (Sanderson y Redford, 2003).

El debate se originó debido a que las diferentes estrategias de uso del bosque han supuesto impactos sobre los ecosistemas. Este fenómeno, por el cual para ganar en unos aspectos se pierde en otros, ha sido denominado con el vocablo inglés *trade off*². El principal trade off ha sido la deforestación causada por diferentes agentes directos e indirectos que varían desde actividades agrícolas y ganaderas junto a la industria maderera, que suele estar ligada a las anteriores (Geist y Lambin, 2001). El aumento de la población ha sido una de las causas principales del incremento de la presión sobre los bosques (Sunderlin et al., 2005). A esto se le suma que en muchas ocasiones las prácticas más rentables bajo el prisma del mercado sean aquellas que más perjudicaban al ecosistema (Putz et al., 2000; Arnold y Ruiz Pérez, 2001).

Con todo, en muchas ocasiones las actuaciones encaminadas a la reducción de la pobreza han producido la agudización de los problemas

² Existen diferentes traducciones de trade off: compromiso, compensación, solución de compromiso, contrapartida, pros y contras, etc. Sin embargo a mi juicio ninguna de ellas se ajusta del todo a la expresión inglesa. Por ello, tras darle muchas vueltas, he decidido mantener el término sin traducir, como muchas veces se hace en el lenguaje económico.

ecológicos y viceversa. Proyectos enfocados a la conservación de la naturaleza han sido acusados de evitar la satisfacción de las necesidades básicas de las poblaciones del entorno (Norton-Griffiths y Southey, 1995), mientras que proyectos encaminados al abastecimiento de poblaciones locales han recibido críticas por la degradación ambiental que conllevan (Sanderson y Redford, 2003).

La visión predominante desde mediados del siglo XX entendía que para que la conservación tuviera lugar, era necesario un nivel determinado de desarrollo. Se entendía el desarrollo de una manera lineal y ligada al crecimiento económico, según la cual, era necesaria la degradación medioambiental para llegar a un nivel concreto de industrialización en el que la gente satisfacía sus necesidades básicas y que, una vez alcanzado ese nivel, la conservación de la naturaleza entraba en juego. Esta línea de pensamiento se basaba en una extensión del modelo de curva de Kuznets, con forma de U invertida, que ha sido criticada por ser sólo aplicable a ciertos problemas ambientales muy locales como la contaminación del aire o del agua (Bifani, 1999) y por no tener en cuenta que muchos de esos problemas ambientales eran simplemente trasladados a otros lugares del mundo (Martínez Alier, 2005).

En el debate han surgido diferentes visiones sobre la manera de abordar el binomio conservación-desarrollo, que Adams et al. (2004) atendiendo a la intensidad de la protección y restricción de usos del ecosistema, clasifican en 4 (Tabla 1.2). Como se puede observar en la Tabla 1.2, estas visiones han cristalizado en diferentes estrategias para abordar la conservación y el desarrollo, que difieren según el nivel de proteccionismo vs. intervención, el papel de la participación de las comunidades locales o la figura de protección. De manera muy genérica, las estrategias para integrar conservación y desarrollo se dividen en directas e indirectas. Las primeras abogan por ofrecer pagos directos en aras de minimizar o anular la intervención humana en el ecosistema, mientras que las segundas apuestan por abordar la conservación mediante una intervención humana que evite la degradación del ecosistema.

Visión	Descripción	Fuentes	Nivel de proteccionismo Ambiental	Modelo de protección	Participación de las comunidades locales	Tipo de estrategias
<i>Pobreza y conservación requieren políticas diferentes</i>	Considera que el desarrollo y la conservación se abordan mejor enfrentándolos por separado, aunque no niega que eventualmente puedan coincidir.	Economía ambiental. Servicios ambientales.	ALTO	Categorías I, II, III, IV, UICN.	Participación Baja o nula. Modelo Top-Down.	Directas (PSA; MSA). Control y comando.
<i>La pobreza impide políticas de conservación</i>	Entiende que la conservación es inviable sin programas que alivien la necesidad de las poblaciones locales de esquilmar los ecosistemas.		MEDIO ALTO	Categorías V, VI UICN.	Participación media.	Indirectas (empleo en la conservación, PICD, PFNM, ecoturismo).
<i>La conservación no debe comprometer la reducción de la pobreza</i>	Se diferencia de la anterior en que incide en la obligación moral y política de las políticas de conservación de tener siempre en cuenta las necesidades locales, más allá de que el hecho de no hacerlo pueda afectar a la conservación.	V Congreso Mundial de Parques (2003).	MEDIO BAJO	Categorías V, VI, UICN.	Participación alta. Modelo Bottom-up.	Indirectas (empleo en la conservación, PICD, PFNM, ecoturismo). Evaluaciones de impacto social de las áreas protegidas.
<i>La reducción de la pobreza depende de la conservación de los recursos (enfoque ecosistémico)</i>	Considera que son las poblaciones más pobres quienes más dependen de los ecosistemas, por lo que la conservación de éstos ayuda a la reducción de la pobreza. Por lo tanto estas poblaciones son las más interesadas en defender sus ecosistemas.	Economía ecológica. Ecologismo de los pobres. Ecofeminismo. Ecologismo radical.	BAJO	Rechazo de las categorías de protección.	Participación muy alta. Modelo horizontal.	Indirectas (PICD, PFNM). Manejo sostenible de los recursos comunales. Gestión adaptativa del paisaje. Acción colectiva.

Tabla 1.2. Visiones para abordar el binomio conservación-desarrollo. Basado en Adams et al. (2004)

1.4 ¿Parques sí? ¿parques no? ¿con gente o sin gente?

El debate en torno a la capacidad de compatibilizar la conservación de la naturaleza con el uso y gestión de los bienes y servicios de los ecosistemas por parte de comunidades locales ha tenido su máximo campo de batalla en lo que se refiere a las áreas naturales protegidas (Locke y Dearden, 2005; Martino, 2005). Éstas se crearon para combatir la pérdida global de biodiversidad. Actualmente existen aproximadamente 100000 espacios naturales protegidos (Hayes, 2006), encontrándose una gran variedad entre ellos, la cual responde a las diferentes visiones de conservación.

Como se observaba en la Tabla 1.2 las diferentes visiones para compatibilizar conservación y desarrollo divergían en sus posicionamientos sobre la existencia de parques naturales. De manera muy genérica existen dos posturas opuestas: aquellas que defienden los procesos dirigidos desde arriba (*top-down*), sin participación ciudadana y sin presencia humana (Terborgh, 2004) y quienes defienden una activa participación de comunidades locales (*bottom-up*), las cuales interactúan con el medio (McNeely, 1995), aunque también existen posturas eclécticas entre ambos mecanismos (Manuel-Navarrete et al., 2006). Más cercanas al polo participativo se encuentran las categorías V y VI de áreas protegidas de la UICN o el programa Hombre y Biosfera de la UNESCO (Phillips, 2003), que han sido la principal fuente de conflicto.

Las voces críticas con las nuevas categorías consideran que éstas desvirtúan el objetivo de la creación de áreas naturales protegidas, puesto que no tiene en cuenta que la conservación requiere de áreas inalteradas y salvajes (Locke y Dearden, 2005). A su vez aducen que de esta manera se dificultará la creación de áreas que funcionen realmente dentro de un marco de conservación y que las nuevas áreas sólo servirán para inflar los números de áreas protegidas sin que éstas funcionen realmente para la conservación (Locke y Dearden, 2005). Por último, acusan a éstas visiones de ser antropocéntricas, puesto que ya el ser humano ha acaparado una parte significativa de la producción primaria del planeta y de esta manera se da vía libre a que siga haciéndolo.

Los defensores de las nuevas categorías argumentan que generalmente la creación de parques protegidos, especialmente en los países más pobres, han perjudicado a las poblaciones locales (Roe y Elliott, 2004). A su vez entienden que con las categorías tradicionales tan sólo se protegen aquellos paisajes que cumplen ciertos estándares de “naturalidad”, mientras que el resto de los ecosistemas quedan fuera de control, lo que se ha denominado “efecto frontera” (McNeely, 1990). Incluso muchos parajes considerados naturales, como el Amazonas, tienen o han tenido un alto grado de antropización, por lo que no entrarían en la categoría de “naturaleza prístina” (Martino, 2005). A su vez critican que, lejos de huir del antropocentrismo, la conservación que no reconoce la intervención humana, profundiza en el dualismo Hombre vs. Naturaleza (Martino, 2005).

Existe además un debate sobre si el tipo de conservacionismo que no tiene en cuenta a las comunidades locales y que trata de evitar a toda costa que entren humanos, puede llegar a ser más perjudicial para la conservación que aquel que permite ciertas actividades (Martino, 2005). Esto se debe a que sin contar con las comunidades locales, los planes de conservación impuestos pueden generar rechazo, impidiendo que la conservación sea efectiva (McNeely, 1995). Sobre este dilema se encuentran estudios contradictorios. Bruner et al. (2001) muestran que muchas áreas protegidas están funcionando y que las características más relacionadas con el éxito en la conservación dentro de áreas naturales protegidas están relacionadas con la vigilancia y las sanciones. Otras características significativas en el estudio fueron la demarcación clara de los límites del parque y la ayuda directa a las comunidades locales. Por otro lado Hayes (2006), además de criticar fallos en el trabajo de Bruner y sus colegas, encuentra que no hay diferencias significativas entre parques legalmente protegidos y aquellos que no lo están pero que tienen reglas establecidas y respetadas por las poblaciones locales. Incluso observa que la densidad de la vegetación puede ser mayor y la normativa puede ser más exhaustiva en parques no protegidos.

Una de las críticas de Hayes (2006) se basa en que Bruner et al. (2001) en la comparación de parques protegidos con zonas no protegidas no diferencian entre, por ejemplo, una empresa extractiva comercial de una

comunidad forestal, por lo que los resultados están sesgados. De hecho hay ejemplos de reservas extractivas manejadas por pequeños campesinos (Ruiz Pérez et al., 2005) o de manejo forestal por pequeñas instituciones locales (Gibson et al., 2005) que han logrado un buen equilibrio entre conservación y desarrollo. Éstas han combinado actividades tradicionales ligadas al autoconsumo con la mercantilización de ciertos bienes ofrecidos por el bosque, especialmente los PFNM (Ruiz Pérez et al., 2004; Belcher et al., 2005).

El enfoque ecosistémico incide en estas diferencias que existen entre los modelos de desarrollo, puesto que no toda intervención en la naturaleza es igual. Los *trade-offs* son muy dependientes de la escala: no son iguales los daños que genera un monocultivo forestal que un uso adaptativo y multifuncional del bosque (Toledo, 2003; García Fernández et al. 2008), puesto que el segundo, aunque resulte difícil de implementar, puede resultar positivo para la conservación de la biodiversidad y brindar soluciones de subsistencia a la población local. Este enfoque aboga por modelos de desarrollo que logren satisfacer las necesidades de la población local respetando los ciclos de energía y materia del ecosistema (Goodland y Daly, 1996). Es por ello que esta visión del binomio conservación-desarrollo rechaza cualquier categoría de protección.

1.5 El manejo sostenible del bosque: estrategias indirectas para compatibilizar conservación y desarrollo

Entre las posturas que abogan por la intervención humana en la naturaleza, a partir del último cuarto del siglo pasado empezó a ganar peso la idea de compatibilizar conservación y desarrollo mediante el uso sostenible del ecosistema, aunque no se trataba de una idea nueva, puesto que ya había sido esbozada por autores como Murray Bookchin (1999) o por algunos autores del neonarodnikismo ruso como Sergei Podolinsky (Martínez Alier, 1995). Así surge el concepto de Desarrollo Sostenible³ (WCED, 1987), junto con el de

³ Este término vino a sustituir el término de "Ecodesarrollo", acuñado en la década de los '70 por un grupo de expertos liderado por Ignacy Sachs, al que la ONU encargó la propuesta de un nuevo tipo de desarrollo que compatibilizara el progreso económico con la conservación del entorno. Contenía una fuerte crítica al desarrollo de los países industrializados. El concepto fue polémico, por lo que al

“Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo” (PICD o ICPD por sus siglas en inglés) (Brandon y Wells, 1992). Bajo este enfoque, los PFNM adquieren una importancia significativa. También, a la luz de esta corriente aparecen las categorías V y VI de la UICN para áreas naturales protegidas y el Programa Hombre y biosfera (MaB por sus siglas en inglés) de la UNESCO, que se tratarán posteriormente.

1.5.1 Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo

La primera referencia a PICD tuvo lugar a mediados de la década de 1960 (Garnett et al., 2007). En Bali, durante el Tercer Congreso Mundial de Parques que tuvo lugar en 1982 ya se habló de la necesidad de incluir las actividades de la gente dentro de los áreas protegidas (Adams et al., 2004). Sin embargo el término se popularizó a partir de 1992 (Christensen, 2004), el año de la Conferencia sobre la Tierra en Río de Janeiro y del Cuarto Congreso Mundial de Parques de Caracas. Desde entonces, se han intentado llevar a cabo proyectos que compatibilicen estas dos características y que aporten soluciones denominadas *todos ganan* (*win-win* en inglés), los cuales han sido reforzados con el surgimiento de líneas académicas que tratan de abarcar de manera interdisciplinar el estudio de los sistemas socioecológicos (Berkes, 2004).

Sin embargo, aún han sido pocos los logros de este paradigma y los que se han conseguido parecen más bien anecdóticos, contingentes y temporales (Christensen, 2004; Garnett et al., 2007). El éxito de estos proyectos es altamente dependiente del contexto local, de factores tan complejos como la forma de propiedad de la tierra, las instituciones locales, o la toma de decisiones (Brechtin et al., 2002). Esto ha llevado a un intenso debate sobre la efectividad de la integración de conservación y desarrollo (Adams et al., 2004) o sobre la posibilidad de que existan las mencionadas soluciones todos ganan

final se aceptó el de “desarrollo sostenible”, que satisfacía más a las potencias industrializadas y que culpaba más a la pobreza de producir el deterioro ecológico. Una excelente exposición de cómo se produjo la transición del término “ecodesarrollo” a “desarrollo sostenible” se encuentra en Gómez Baguethun, Eric: “Desarrollo Sostenible: retórica y práctica” en <http://www.rebellion.org/noticia.php?id=36619>

(Christensen, 2004). Las posturas más críticas se basan en la evidencia empírica de que, en los PICD, aún no se ha conseguido compatibilizar la conservación y el desarrollo (Sanderson y Redford, 2003), por lo que no se está llegando a conseguir alcanzar ninguno de los objetivos. Estas posturas argumentan que no existen las soluciones *todos ganan*, sino que siempre tiene que haber trade offs (Robinson y Redford, 2004). Recientemente se ha reconocido que el discurso *todos ganan*, si bien es muy atractivo, especialmente para comprometer a políticos y donantes, no suele ajustarse a la realidad y en el largo plazo produce desencanto (McShane et al., 2011), por lo que se ha visto la necesidad de afrontar trade offs en la integración de conservación y desarrollo (Sunderland et al., 2008; McShane et al., 2011).

1.5.2 Gestión colectiva de los bienes comunales

Las posturas más radicales en favor de las estrategias indirectas consideran que aún no ha habido avances sustanciales en la integración de conservación y desarrollo porque este enfoque no ha sido aplicado correctamente (Fisher et al., 2005). Desde este punto de vista, que coincide con el enfoque ecosistémico, se critica la falta de atención que se la ha dado a los PICD en los procesos de gobierno⁴ de los ecosistemas, y más concretamente a los procesos de acción colectiva (Garnett et al., 2007; Dahlberg y Burlando, 2009; Sandker et al., 2009). No se trata tanto de una estrategia en sí misma sino de cambiar el énfasis hacia los procesos colectivos al aplicar el resto de estrategias indirectas (Berkes, 2004).

El gobierno de los ecosistemas, especialmente aquellos que se manejan comunalmente ha adquirido especial relevancia desde el final del s. XX (Feeny et al., 1990; Ostrom, 1990) al ponerse de manifiesto como muchas poblaciones han sido capaces de gestionar de manera exitosa sus recursos durante largos periodos de tiempo (Dietz et al., 2003), aunque también hay ejemplos de lo contrario (Acheson, 2006). La clave del éxito en la gestión sostenible de los recursos comunes parece residir en la capacidad de las comunidades de

⁴ He elegido la palabra gobierno en su acepción “acción de gobernar y gobernarse” en lugar de la palabra gobernanza, que a veces se utiliza como traducción del sustantivo inglés “governance”.

encauzar la acción colectiva (Ostrom, 1990; Pretty y Smith, 2004), aunque los mecanismos por los cuales ésta se produce aún no han sido del todo comprendidos (Heckathorn, 1996; Agrawal y Ostrom, 2001).

Los estudios del capital social, definido como “las normas y redes que facilitan la acción colectiva para el beneficio mutuo” (Woolcock 1998, pp. 155), han tratado de desvelar las claves para el desarrollo de la acción colectiva (Ostrom, 1994; Putnam, 2001; Lehtonen, 2004). Dentro de esas normas y redes las relaciones de confianza, la reciprocidad, las normas y sanciones acordadas conjuntamente y la conectividad entre los elementos de la red parecen estar positivamente relacionadas con el surgimiento de la acción colectiva en el manejo sostenible de los recursos (Pretty y Ward, 2001). En estos estudios sobre capital social, el análisis de redes sociales se ha revelado como una herramienta muy interesante, capaz de mostrar de manera muy sencilla la conectividad y las relaciones de poder dentro de cualquier comunidad (Gould, 1993; Borgatti y Foster, 2003; Siegel, 2009; Bodin y Prell, 2011).

1.5.3 Productos Forestales No Maderables (PFNM)

Como se indicaba anteriormente, los PFNM han cobrado un papel muy relevante, pues son más accesibles para pequeñas comunidades rurales al no requerir tecnología muy sofisticada (Evans, 1993). Por ello, los PFNM han supuesto para muchos actores rurales la transición desde una economía de subsistencia hacia una economía de mercado, lo que ha significado el aumento de sus ingresos. A su vez, la recolección de PFNM suele ser ecológicamente menos impactante que la madera, por lo que la valoración en el mercado de estos productos puede ayudar a evitar la degradación de los bosques (Myers, 1988).

Sin embargo, la comercialización de PFNM tiene sus límites (Godoy et al., 2000; Arnold y Ruiz Pérez, 2001). Las condiciones necesarias para acceder al mercado no se dan en muchas zonas pobres (Belcher et al., 2005). Los mercados suelen ser pequeños (Sunderlin et al., 2005) y en muchas ocasiones inestables (Belcher et al., 2005). A su vez, durante el proceso de transición de

la economía de subsistencia hacia la economía de mercado se suele dar un proceso de domesticación, intensificación y especialización (Homma, 1992; Ruiz Pérez et al., 2004), el cual está asociado con la sobreexplotación de los bienes y servicios ecosistémicos, la pérdida de biodiversidad y el deterioro de la resiliencia adquirida en el uso multifuncional de los bosques (Homma, 1992; Freese, 1997; Arnold y Ruiz Pérez, 2001). Todo ello combinado puede llevar a la degeneración del bosque y al colapso de la regeneración de los recursos locales (Homma, 1992; Sunderlin et al., 2005).

Otro problema añadido que ha surgido en algunos lugares es que, una vez que un producto ha sido exitosamente introducido en el mercado, ha sido captado por las élites locales, sin llegar a los miembros más pobres de la comunidad (Dove, 1993; Arnold y Ruiz-Pérez, 2001; Iversen et al., 2006). Éste fenómeno está ligado con deficiencias institucionales (Iversen et al., 2006) y se ha incrementado en paralelo con la intensificación, la especialización y la domesticación (Sunderlin et al., 2005).

1.6 La externalización del bosque: estrategias directas para compatibilizar conservación y desarrollo

Las estrategias directas han surgido tras la comprobación de que las estrategias indirectas no han generado resultados efectivos (Simpson y Sedjo, 1996; Ferraro y Simpson, 2002; Wunder, 2006; Engel et al., 2008). Las estrategias directas tratan de superar estas deficiencias incorporando mayor valor de cambio al bosque (Simpson y Sedjo 1996) y sustrayendo parte de los costes de la conservación de las comunidades forestales (Kremen et al., 2000). Esto ha sido posible gracias a la valoración de los servicios de los ecosistemas, que en un principio trataba de poner de manifiesto la utilidad de éstos para los seres humanos (Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011). La manera principal de realizar esto es mediante la creación de mercados de servicios ambientales (MSA), como los pagos por servicios ambientales (PSA) o el mercado de carbono.

1.6.1 Pago por Servicios Ambientales (PSA)

El pago por servicios ambientales es un mecanismo de pago directo que busca transformar elementos externos al mercado, sin valor de cambio en éste, en incentivos financieros para que los actores locales sean suministradores del servicio ambiental (Engel et al., 2008). Según Wunder (2005), los PSA se definen como “una transacción voluntaria donde un servicio ecosistémico bien definido (o un uso de la tierra que asegura ese servicio) es comprado por un (o varios) *comprador del servicio*, vendido por un (o varios) *proveedor del servicio*, si y sólo si el proveedor asegura el suministro del servicio. Sin embargo esta definición ha sido puesta en cuestión porque no se ajusta a la mayoría de proyectos PSA que existen en la realidad (Muradian et al., 2010).

La lógica que siguen los PSA se puede observar en la Figura 1.7 bajo las normas del mercado, los usos que promueven la conservación suelen obtener menos beneficios monetarios que otros usos más agresivos con el ecosistema. Sin embargo, esos usos pueden perjudicar a otras poblaciones que dependen de la conservación de ese ecosistema. Se trata por tanto de un mecanismo de internalizar lo que de otra manera sería una externalidad (Pagiola y Platais, 2007).

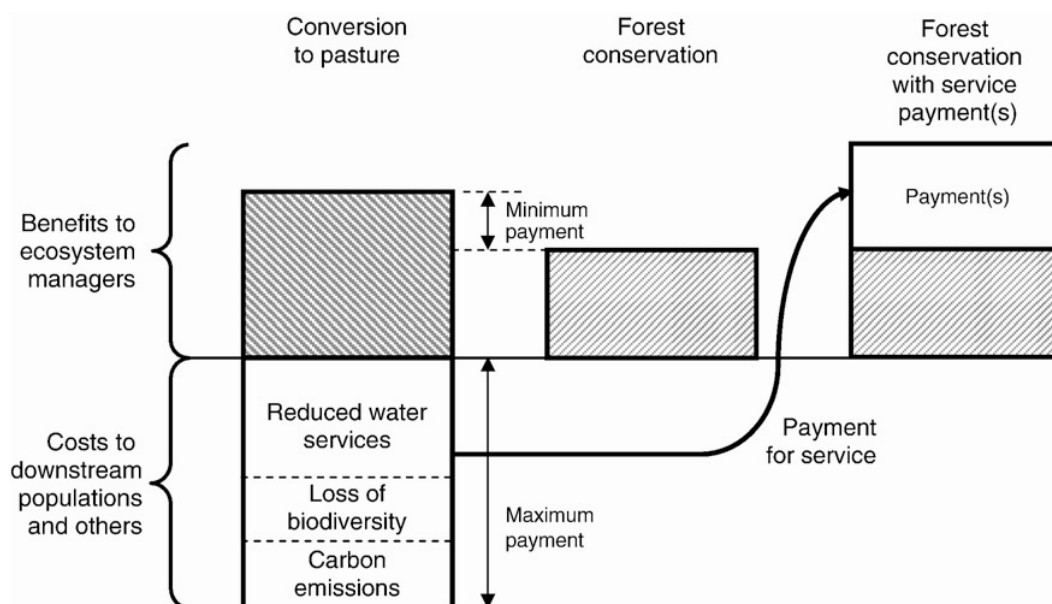


Figura 1.7. La lógica de los PSA. Fuente: Engel et al. (2008)

Según esta lógica el monto del PSA debe ser una cantidad que compense los beneficios económicos de las prácticas que degradan el ecosistema. De esta manera, una situación de *trade-off* puede acabar resultando en una situación *todos ganan*, puesto que la población local aumenta sus ingresos y sólo se realizan labores de conservación (Engel et al., 2008). Por lo tanto puede ser un mecanismo más eficiente que los PICD (Wunder et al., 2008).

Según el comprador del servicio existen dos tipos de PSA, aquellos en que los compradores son los usuarios del servicio (típicamente una empresa) y aquellos en que los compradores son terceros agentes (generalmente gobiernos u ONGs). Wunder et al. (2008) encontraron que los primeros suelen estar mejor enfocados y monitoreados, aunque los segundos pueden llegar a abarcar más tipos de servicios, muchos de los cuales no encontrarían compradores.

Aunque los PSA no están diseñados como medidas de reducción de la pobreza, sino como una manera de compensar a los gestores de ecosistemas por las pérdidas monetarias producidas por las labores de conservación (Engel et al., 2008), si se producen en zonas de pobreza, pueden suponer una fuente de ingresos que alivien la situación de algunas poblaciones. Sin embargo, se ha advertido que la implementación de PSA puede conllevar riesgos para las comunidades más pobres, ya que no suelen disponer de tierra, tienen un acceso al mercado más limitado y los costes de trabajar con muchos actores pequeños son mayores (Landell-Mills y Porras, 2002; Wunder, 2008), con lo que se beneficiará a quienes sí pueden acceder, aumentando la brecha de pobreza y dificultando aún más el acceso a los más pobres. La evidencia empírica aún es poco precisa (Wunder, 2008), aunque sí que existe un filtro para intentar evitar esta situación y beneficiar a los más pobres. También hay que estudiar efectos sobre las comunidades que no participan, que suelen ser mixtos, ya que, por un lado se benefician de los servicios existentes, pero pueden ser privados del acceso a bienes que previamente eran libres (Wunder, 2008). Las críticas que denunciaban a los PSA por suponer una trampa de pobreza han podido ser excesivas, pero tampoco éstos parecen una gran solución contra la pobreza (Wunder, 2008).

Otras críticas a los PSA alegan que este mecanismo puede pervertir los valores de conservación, promoviendo prácticas nocivas para el ecosistema para posteriormente beneficiarse de PSA (Engel et al., 2008). Es más, puede promover que la conservación tan sólo se dé bajo este tipo de pagos, lo cual no siempre es posible. A su vez, puede promover el desplazamiento de las actividades degradantes hacia zonas donde no existan PSA (Engel et al., 2008) o el reinicio de éstas en los lugares donde no hay continuidad en los pagos (Engel et al., 2008).

A su vez existe la duda sobre si la internalización de los servicios ecosistémicos en el mercado es una buena manera de protegerlos. Por un lado, hay servicios imposibles de valorar y mercantilizar (Costanza et al., 1997; Wunder et al., 2008; Kosoy y Corbera, 2010), como puede ser la pérdida de biodiversidad, por lo que no se puede establecer un valor de cambio, ni realizar un ajuste entre la oferta y la demanda. Aunque la economía ambiental ha buscado maneras de generar mercados que suplan esa carencia, los mecanismos son imperfectos. Por otro lado, la valoración económica puede minar sistemas de valores alternativos como los que promueven el respeto o empatía (Bowles, 2008). Esto puede dar lugar a que las motivaciones para conservar la naturaleza se trasladen desde posiciones como el respeto por la naturaleza hacia motivos puramente monetarios (McCauley, 2006; Martin et al., 2008; Child, 2009).

1.7 Aportaciones de la tesis al debate

En la actualidad el debate entre las diferentes visiones de conservación y desarrollo parece estancado, bajo el escepticismo de las diferentes posturas al comprobar que los intentos de integración no han prosperado (Roe, 2008). Mientras tanto la coexistencia de espacios a proteger en los que habite gente en situación de pobreza está conduciendo irremediablemente a conflictos, lo que lleva a la necesidad de seguir buscando la mejor reconciliación posible entre conservación y desarrollo. Por todo ello, cualquier esfuerzo, ya sea político o académico, por intentar encontrar vías de solución a estos problemas, parece estar plenamente justificado y ser más que necesario.

Este es el hilo conductor que ha motivado mi trabajo de doctorado: intentar arrojar luz a los debates expuestos en la introducción. Esto se ha concretado en investigar las estrategias que tratan de conjugar el desarrollo de la población de una reserva de la biosfera con la conservación. Para ello se ha analizado la implementación de estas estrategias, sus interacciones con la pobreza y la tenencia de la tierra, así como los efectos que la economía de mercado tiene sobre ellas. Por último, dado que el programa MaB parte de una participación activa de las comunidades forestales, la investigación incorpora la percepción de los campesinos acerca de los programas de conservación y desarrollo.

Referencias

- Acheson, J.M., 2006. Institutional failure in resource management. *Annual Review of Anthropology* 35, 117-134.
- Adams, W.M., Aveling, R., Brockington, D., Dickson, B., Elliott, J., Hutton, J., Roe, D., Vira, B., Wolmer, W., 2004. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science* 306, 1146-9.
- Agarwal, B., 1997. Gender, environment, and poverty interlinks: Regional variations and temporal shifts in rural India, 1971-1991. *World Development* 25, 23-52.
- Agrawal, A., Ostrom, E., 2001. Collective action, property rights, and decentralization in resource use in India and Nepal. *Politics & Society* 29, 485-514.
- Agrawal, A., Redford, K., Redford, S.B., 2006. Poverty, Development , And Biodiversity Conservation: Shooting in the Dark?. *Wildlife Conservation Society, Working paper 26, Nueva York, EEUU.*
- Arnold, J.E.M., Ruiz Pérez, M., 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics* 39, 437- 447.
- 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, 497-511.
- WB, 2001. Recommended Revisions to OP 4.36: Proposals for Discussion. Washington DC, EEUU.
- Belcher, B., Ruiz-Pérez, M., Achdiawan, R., 2005. Global patterns and trends in the use and management of commercial NTFPs: implications for livelihoods and conservation. *World Development* 33, 1435-1452.
- Belcher, B., 2003. What isn't an NTFP? *The International Forestry Review* 5, 161-168.
- Berkes, F., 2004. Rethinking community-based conservation. *Conservation biology* 18, 621-630.
- Bifani, P., 1999. Medio ambiente y desarrollo sostenible. IEPALA Editorial, Madrid.
- Bird, K., Hulme, D., Moore, K., Sepherd, A., 2002. Chronic poverty and remote rural areas. CPRC Working Paper No 13. Manchester, Reino Unido.

- Bodin, Ö., Prell, C., 2011. Social networks and natural resource management: uncovering the social fabric of environmental governance. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Bonan, G.B., 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320, 1444-1449.
- Bookchin, M., 1999. La ecología de la libertad. Nossa y Jara Editores, Móstoles.
- Borgatti, S., Foster, P., 2003. The Network Paradigm in Organizational Research: A Review and Typology. *Journal of Management* 29, 991-1013.
- Bowles, S., 2008. Policies designed for self-interested citizens may undermine "the moral sentiments": evidence from economic experiments. *Science* 320, 1605-1609.
- Brandon, K., Wells, M., 1992. People and parks: linking protected area management with local communities. Banco Mundial/WWF/USAID, Washington DC, EEUU.
- Brechin, S.R., Wilshusen, P.R., Fortwangler, C.L., West, P.C., 2002. Beyond the square wheel: toward a more comprehensive understanding of biodiversity conservation as social and political process. *Society & Natural Resources* 15, 41-64.
- Brosius, J.P., 1997. Endangered forest, endangered people: environmentalist representations of indigenous knowledge. *Human Ecology* 25, 47-69.
- Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E., da Fonseca, G., 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291, 125-128.
- Bryant, D., Nielsen, D., Tangle, L., 1997. Last frontier forests: Ecosystems and economies on the edge. World Resources Institute, Washington DC, EEUU.
- CPRC, 2008. The Chronic Poverty Report 2008-09. Manchester, Reino Unido.
- Child, M.F., 2009. The Thoreau ideal as a unifying thread in the conservation movement. *Conservation Biology* 23, 241-243.
- Chomitz, K.M., Buys, P., 2007. At loggerheads?: agricultural expansion, poverty reduction, and environment in the tropical forests. Banco Mundial, Washinton DC, EEUU.
- Christensen, J., 2004. Win-Win Illusions. Over the past two decades, efforts to heal the rift between poor people and protected areas have foundered. So what next? *Conservation in Practice* 5, 12-19.

- Colfer, C.J.P., Capistrano, D., 2005. *The Politics of Decentralization: Forests, people and power*. Earthscan, James & James, Londres, Reino Unido.
- Costanza, R., d' Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., others, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Dahlberg, A.C., Burlando, C., 2009. Addressing trade-offs: Experiences from conservation and development initiatives in the Mkuze Wetlands, South Africa. *Ecology and Society* 14, 37.
- Dietz, T., Ostrom, E., Stern, P.C., 2003. The struggle to govern the commons. *Science* 302, 1907-1912.
- Dove, M.R., 1993. A revisionist view of tropical deforestation and development. *Environmental Conservation* 20, 17-24.
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65, 663-674.
- Evans, M.I., 1993. Conservation by commercialization, en: Hladik, C.M., Hladik, A., Linares, O.F., Pagezy, H., Semple, A., Hadley, M. (Eds.), *Tropical Forests, People and Food: Biocultural Interactions and Applications to Development*. Man and The Biosphere Series. Parthenon and UNESCO, Carnford, Reino Unido y Paris, Francia, pp. 815-822.
- FAO, 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. FAO, Roma, Italia.
- Falconer, J., 1993. The major significance of 'minor' forest products: The local use and value of forest in the west African humid forest zone. FAO Community Forestry Note 6, Roma, Italia.
- Feeny, D., Berkes, F., McCay, B.J., Acheson, J.M., 1990. The tragedy of the commons: twenty-two years later. *Human ecology* 18, 1-19.
- Ferraro, P.J., Simpson, R.D., 2002. The cost-effectiveness of conservation payments. *Land Economics* 78, 339-353.
- Fisher, R., Maginnis, S., Jackson, W.J., Barrow, Edmund G.C. Jeanrenaud, S., 2005. *Poverty and conservation: landscapes people and power*. Gland, Suiza.
- Freese, C.H., 1997. *Harvesting wild species: implications for biodiversity conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, EEUU.
- García-Fernández, C., Ruiz-Pérez, M., Wunder, S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *Forest Ecology and Management* 256, 1468–1476.

- Gardner-Outlaw, T., Engelman, R., 1999. Forest Futures: Population, Consumption and Wood Resources.. Population Action International, Washington DC, EEUU.
- Garnett, S.T., Sayer, J., Toit, J., 2007. Improving the Effectiveness of Interventions to Balance Conservation and Development : a Conceptual Framework. *Ecology and Society* 12, 2.
- Geist, H., Lambin, E., 2001. What drives tropical deforestation?. LUCG Papers No 4. LUCG, IHDP, Global Change, Louvain-la-Neuve, Bélgica.
- Gibson, C.C., Williams, J.T., Ostrom, E., 2005. Local enforcement and better forests. *World Development* 33, 273-284.
- Gilmour, D., Fisher, B., 2011. FAO Forestry paper 165. Reforming forest tenure. Issues, principles and process. FAO, Roma, Italia.
- Godoy, R., Wilkie, D., Overman, H., Cubas, A., Cubas, G., Demmer, J., McSweeney, K., Brokaw, N., 2000. Valuation of consumption and sale of forest goods from a Central American rain forest. *Nature* 406, 62-63.
- Goodland, R., Daly, H., 1996. Environmental sustainability: universal and non-negotiable. *Ecological Applications* 6, 1002-1017.
- Gould, R.V., 1993. Collective action and network structure. *American Sociological Review* 58, 182-196.
- Grainger, A., 2008. Difficulties in tracking the long-term global trend in tropical forest area. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 818-23.
- Grieg-Gran, M., Porras, I., Wunder, S., 2005. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development* 33, 1511-1527.
- Groombridge, B., 1992. Global biodiversity: status of the earth's living resources. Chapman & Hall, Londres, Reino Unido.
- Gómez-Baggethun, E., Ruiz-Pérez, M., 2011. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography* 35, 613-628.
- Hayes, T.M., 2006. Parks , People , and Forest Protection : An Institutional Assessment of the Effectiveness of Protected Areas. *World Development* 34, 2064-2075.
- Heckathorn, D.D., 1996. The Dynamics and Dilemmas of Collective Action. *American Sociological Review* 61, 250-277.

- Heywood, V., Watson, R.T., 1997. *Global Biodiversity Assessment*. UNEP & Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Homma, A.K.O., 1992. The dynamics of extraction in Amazonia: a historical perspective., in: Nepstad, D.C., Schwartzman, S. (Eds.), *Non-timber Products from Tropical Forests: Evaluation of a Conservation and Development Strategy*. New York Botanical Garden, Nueva York, EEUU, pp. 23-32.
- Hulme, D., Moore, K., Shepherd, A., 2001. *Chronic Poverty: meanings and analytical frameworks*. CPR Working Paper No. 2. Manchester, Reino Unido.
- Iversen, V., Chhetry, B., Francis, P., Gurung, M., Kafle, G., Pain, A., Seeley, J., 2006. High value forests, hidden economies and elite capture: Evidence from forest user groups in Nepal's Terai. *Ecological Economics* 58, 93–107.
- JRC, FAO, 2011. *Global forest land-use change from 1990 to 2005*. JRC & FAO, Roma, Italia.
- Kakwani, N., Silber, J., 2008. Introduction: Multidimensional poverty analysis: Conceptual issues, empirical illustrations and policy implications. *World Development* 36, 987-991.
- Kosoy, N., Corbera, E., 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69, 1228-1236.
- Kremen, C., Niles, J.O., Dalton, M.G., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Fay, J.P., Grewal, D., Guillery, R.P., 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science* 288, 1828-1832.
- Landell-Mills, N., Porras, I.T., 2002. *Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*. IIED, Londres, Reino Unido.
- Lehtonen, M., 2004. The environmental-social interface of sustainable development: capabilities, social capital, institutions. *Ecological Economics* 49, 199-214.
- Locke, H., Dearden, P., 2005. Rethinking protected area categories and the new paradigm. *Environmental Conservation* 32, 1-10.
- MEA, 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington DC, EEUU.
- Manuel-Navarrete, D., Slocombe, S., Mitchell, B., 2006. Science for place-based socioecological management: lessons from the Maya forest (Chiapas and Petén). *Ecology and Society* 11, 8.

- Martin, A., Blowers, A., Boersema, J., 2008. Paying for environmental services: can we afford to lose a cultural basis for conservation? *Environmental Sciences* 5, 1-5.
- Martinez-Alier, J., 2002. *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*, Cheltenham. ed. Edward Elgar Pub.
- Martino, D., 2005. Unleashing the wild: response to Locke and Dearden's "rethinking protected area categories " *Environmental Conservation* 32, 195–196.
- McCauley, D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 27-28.
- McNeely, J.A., 1995. Expanding partnerships in conservation, 4th World Congress on National Parks and Protected Areas, Caracas (Venezuela), 1992. Island Press, Washington DC.
- McShane, T.O., Hirsch, P.D., Trung, T.C., Songorwa, A.N., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Thang, H.V., Dammert, J.L., Pulgar-Vidal, M., others, 2011. Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biological Conservation* 144, 966-972.
- Mendoza, R.U., Thelen, N., 2008. Innovations to Make Markets More Inclusive for the Poor. *Development Policy Review* 26, 427-458.
- Munashinge, M., 1993. *Environmental Economics and Sustainable Development*. World Bank Environment Paper n° 3. Banco Mundial, Washington DC, EEUU.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., May, P.H., 2010. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 1202-1208.
- Myers, N., 1988. Tropical forests: much more than stocks of wood. *Journal of Tropical Ecology* 4, 209-221.
- Naredo, J.M., 2005. *Raíces económicas del deterioro ecológico y social*. Siglo XXI, Madrid.
- Norton-Griffiths, M., Southey, C., 1995. The opportunity costs of biodiversity conservation in Kenya. *Ecological Economics* 12, 125-139.
- Ortega, M., 2005. *La deuda ecológica española*. Muñoz Moya Editores Extremeños y Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Ostrom, E., 1990. *Governing the commons*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

- Ostrom, E., 1994. Constituting Social Capital and Collective Action. *Journal of Theoretical Politics* 6, 527-562.
- PNUD, 2011. Human Development Report 2011. Palgrave Macmillan, Nueva York, EEUU.
- Pagiola, S., Platais, G., 2007. Payments for environmental services: from theory to practice. Banco Mundial, Washington DC, EEUU.
- Panayotou, T., Ashton, P., 1992. Not by timber alone: economics and ecology for sustaining tropical forests. Island Press, Washington DC, EEUU.
- Pearce, D., 1992. Economic valuation and the natural world. Policy Research Working Paper Series. Banco Mundial, Washington DC, EEUU.
- Pearce, D., Turner, K., 1990. Economics of natural resources and the environment. Island Press, Washington DC, EEUU.
- Pearce, D.W., 2001. The Economic Value of Forest Ecosystems. *Ecosystem Health* 7, 284-296.
- Perlin, J., 1999. Historia de los Bosques. El significado de la madera en el desarrollo de la civilización. GAIA Proyecto 2050, Madrid.
- Peters, P.E., 2004. Inequality and social conflict over land in Africa. *Journal of Agrarian Change* 4, 269-314.
- Phillips, A., 2003. Turning ideas on their head. *George Wright Forum* 20, 8-32.
- Pimentel, D., McNair, M., Buck, L., Pimentel, M., Kamil, J., 1997. The value of forests to world food security. *Human Ecology* 25, 91-120.
- PNUD, sin fecha. Orígenes del enfoque de Desarrollo Humano. <http://hdr.undp.org/es/desarrollohumano/origenes/>
- Pretty, J., Smith, D., 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology* 18, 631–638.
- Pretty, J., Ward, H., 2001. Social capital and the environment. *World Development* 29, 209–227.
- Pummer, B.G., Bauer, H., Bernardi, J., Bleicher, S., Grothe, H., 2011. Birch and conifer pollen are efficient atmospheric ice nuclei. *Atmospheric Chemistry & Physics Discussions* 112, 27219-27241.
- Putnam, R.D., 2001. Bowling alone: The collapse and revival of American community. Simon and Schuster, Nueva York, EEUU.
- Putz, F.E., Dykstra, D.P., Heinrich, R., 2000. Why poor logging practices persist in the tropics. *Conservation Biology* 14, 951-956.

- Ramiro, P., Briz, E., Pulido, A., 2007. La energía que apaga Colombia. Icaria, Madrid.
- Richards, M., 1997. Common Property Resource Institutions and Forest Management in Latin America. *Development and Change* 28, 95-117.
- Robinson, J.G., Redford, K.H., 2004. Jack of all trades, master of none: inherent contradictions among ICD approaches, in: McShane, T.O., Wells, M.P. (Eds.), *Getting Biodiversity Projects to Work: Towards Better Conservation and Development*. Columbia University Press, Nueva York, EEUU, pp. 10-34.
- Roe, D., 2008. The origins and evolution of the conservation-poverty debate: a review of key literature, events and policy processes. *Oryx* 42, 491-503.
- Roe, D., Elliott, J., 2004. Poverty reduction and biodiversity conservation: rebuilding the bridges. *Oryx* 38, 137-139.
- Ruiz Pérez, M., Almeida, M., Dewi, S., Costa, E.M.L., Pantoja, M.C., Puntodewo, A., de Postigo, A.A., de Andrade, A.G., 2005. Conservation and development in Amazonian extractive reserves: the case of Alto Juruá. *Ambio* 34, 218-23.
- Ruiz Pérez, M., Belcher, B., Youn, Y.C., Achdiawan, R., Alexiades, M., Aubertin, C., Caballero, J., Campbell, B., Clement, C., Cunningham, T., 2004. Markets drive the specialization strategies of forest peoples. *Ecology and Society* 9, 4.
- Ruiz Pérez, M., García Fernández, C., Sayer, J.A., 2007. Los servicios ambientales de los bosques. *Ecosistemas* 16, 8.
- Sachs, J.D., 2005. Can extreme poverty be eliminated? *Scientific American* 293, 56-65.
- Sachs, J.D., Baillie, J.E.M., Sutherland, W.J., Armsworth, P.R., Ash, N., Beddington, J., Blackburn, T.M., Collen, B., Gardiner, B., Gaston, K.J., others, 2009. Biodiversity conservation and the millennium development goals. *Science* 325, 1502.
- Sanderson, S.E., Redford, K.H., 2003. Contested relationships between biodiversity conservation and poverty alleviation. *Oryx* 37, 389-390.
- Sandker, M., Campbell, B.M., Nzooh, Z., Sunderland, T., Amougou, V., Defo, L., Sayer, J., 2009. Exploring the effectiveness of integrated conservation and development interventions in a Central African forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 18, 2875-2892.
- Scherr, S.J., White, A., Kaimowitz, D., 2004. A new agenda for forest conservation and poverty reduction: making forest markets work for low-income producers. *Forest Trends*, CIFOR, UICN, Washington DC, EEUU.

- Siegel, D.A., 2009. Social Networks and Collective Action. *American Journal of Political Science* 53, 122-138.
- Simpson, R.D., Sedjo, R.A., 1996. Paying for the conservation of endangered ecosystems: a comparison of direct and indirect approaches. *Environment and Development Economics* 1, 241-257.
- Sunderland, T.C.H., Ehringhaus, C., Campbell, B.M., 2008. Conservation and development in tropical forest landscapes: a time to face the trade-offs? *Environmental Conservation* 34, 276-279.
- Sunderlin, W.D., Angelsen, A., Belcher, B., Burgers, P., Nasi, R., Santoso, L., Wunder, S., 2005. Livelihoods, forests, and conservation in developing countries: an overview. *World Development* 33, 1383–1402.
- Sunderlin, W.D., Hatcher, J., Liddle, M., 2008. From exclusion to ownership? Challenges and opportunities in advancing forest tenure reforms. RRI, Washington DC, EEUU.
- Terborgh, J., 2004. *Requiem for nature*. Island Press, Washington DC, EEUU.
- Toledo, V., Ortiz-Espejel, B., Cortés, L., Moguel, P., Ordoñez, M., 2003. The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: a case of adaptive management. *Conservation Ecology* 7, 9.
- WCED, 1987. *Our common future*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Woolcock, M., 1998. Social capital and economic development: Toward a theoretical synthesis and policy framework. *Theory and Society* 27, 151-208.
- Worldwatch Institute, 2010. *The State of the World 2010. Transforming cultures*. Island Press, Washington DC, EEUU.
- Wunder, S., 2001. Poverty Alleviation and Tropical Forests--What Scope for Synergies? *World Development* 29, 1817-1833.
- Wunder, S., 2005. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Wunder, S., 2006. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology* 21, 48–58.
- Wunder, S., 2008. Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. *Environment and Development Economics* 13, 279-297.

Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S., 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65, 834-852.

Capítulo 2 Objetivos de la tesis y metodología

2.1 Objetivos de la tesis

La finalidad de este trabajo de tesis doctoral es analizar las estrategias de conservación y desarrollo en una Reserva de la Biosfera en Chiapas, México. De las diferentes estrategias de conservación y desarrollo, en la tesis se analizan las 4 que han sido detalladas en la introducción, 3 de ellas directas y una indirecta:

Estrategia 1 (PSA): Pagos por Servicios Ambientales

Estrategia 2 (PICD): Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo

Estrategia 3 (PFNM): Productos Forestales No Madereros

Estrategia 4 (GCBC): Gestión colectiva de los bienes comunales

Dado que el análisis de estrategias de conservación y desarrollo es muy amplio, el trabajo se centra en 4 aspectos fundamentales, que se concretan en los 4 objetivos que se abordan a lo largo de los resultados de la tesis:

Objetivo 1 (Implementación): Analizar la implementación de estas estrategias.

Objetivo 2 (Medios de vida): Analizar los impactos de estas estrategias sobre los medios de vida de la población local.

Objetivo 3 (Mercado): Analizar la interacción del mercado con estas estrategias.

Objetivo 4 (Percepción): Analizar la percepción de la población local acerca de estas estrategias.

Puesto que los objetivos son muy extensos, cada capítulo de la tesis ofrece perspectivas que se enmarcan dentro de estos objetivos. Salvo el capítulo 9, que evalúa PICD y PSA, cada capítulo de resultados se centra en

una estrategia de conservación y desarrollo. Debido a que las intervenciones rara vez se aplican de manera aislada cada capítulo incluye un análisis de las confluencias entre la estrategia principal del capítulo con otras. La Tabla 2.1 resume las estrategias principales y las confluencias analizadas en cada capítulo, así como los objetivos que se han desarrollado y la escala del estudio.

Capítulo	Estrategia principal	Otras estrategias	Objetivo	Escala
Capítulo 4	PSA	PICD	Implementación, Medios de vida	Global
Capítulo 5	PICD	PSA, PFNM	Implementación, Percepción	Reserva
Capítulo 6	PSA	PICD	Implementación, Medios de vida, Percepción	Comunidad
Capítulo 7	PFNM	PICD, GCBC	Implementación, Medios de vida, Mercado, Percepción	Comunidad
Capítulo 8	GCBC	PSA, PICD, PFNM	Implementación, Medios de vida, Mercado	Comunidad
Capítulo 9	PSA, PICD	PFNM, GCBC	Implementación, Mercado, Percepción	Reserva

Tabla 2.1. Síntesis de las estrategias analizadas, objetivos abarcados y la escala del estudio de los capítulos de resultados de la tesis doctoral. PSA: Pago por servicios ambientales; PICD: Proyectos integrados de conservación y desarrollo; PFNM: Productos forestales no maderables; GCBC: Gestión colectiva de los bienes comunales.

2.2 Metodología

Aunque la metodología detallada está descrita en cada capítulo, en esta sección se presenta de manera general la metodología seguida durante la realización de la tesis. Dicha metodología se ha basado fundamentalmente en la documentación, observación participativa, entrevistas a informantes clave, realización de encuestas semiestructuradas y el análisis estadístico de datos.

La documentación sobre la zona de estudio fue posible gracias al trabajo conjunto con el Laboratorio Taller de Educación Ambiental y Sustentabilidad de la Universidad de Ciencias y Arte de Chiapas (UNICACH). Diferentes instituciones como la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), o el Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) aportaron mucha documentación y fueron piezas clave en la interpretación y discusión de los resultados. La CONANP aportó una evaluación sobre el estado de conservación de cada ejido de la Reserva que ha sido utilizada en el capítulo 5 de la tesis. A su vez, mucha de la información fue obtenida en múltiples conversaciones informales con las personas que viven dentro de La Sepultura.

Los capítulos de la tesis se estructuran en tres niveles diferentes de población: Escala global (capítulo 4), utilizando datos exclusivamente bibliográficos; Escala reserva: (capítulos 5 y 9) utilizando datos de toda la reserva combinados con entrevistas realizadas en 11 ejidos; y Escala local (capítulos 6, 7 y 8) con datos de las encuestas realizadas en el Ejido Sierra Morena. La selección de los ejidos se realizó junto con la CONANP. El ejido Sierra Morena se seleccionó por ser el ejido de La Sepultura que más tiempo ha disfrutado de PSA y PICD. El resto de comunidades elegidas fueron las más representativas de los 2 valles más poblados de la reserva: la cuenca del río Tablón (52,7% de la población total) y la cuenca del río Los Amates (21,0% de la población total).

El trabajo de campo se realizó a lo largo de varias estancias en Chiapas subvencionadas parcialmente por la Universidad Autónoma de Madrid y la Agencia de Cooperación Internacional al Desarrollo. La permanencia en el área de estudio ascendió a un total de 13 meses a lo largo de 5 viajes a México. Seis meses completos estuvieron destinados al trabajo en profundidad en el ejido Sierra Morena, en el que se desarrollan 3 capítulos de esta tesis. El resto de los ejidos en donde se realizaron encuestas fueron visitados varias veces, permaneciendo el equipo un mínimo de 2 semanas en cada uno de ellos.

Se realizaron 3 tipos de encuestas, 2 destinadas a la comunidad de Sierra Morena y una realizada en todos los ejidos seleccionados en el nivel de

Reserva. En Sierra Morena se realizó una encuesta sobre redes sociales (capítulo 8) y otra socioeconómica detallada que se repitió 2 veces en el tiempo, para ver la evolución de la producción agrícola y las percepciones sobre los programas de conservación (capítulos 6 y 7). La encuesta realizada en varios ejidos indagó sobre las preferencias y las percepciones respecto a los programas de conservación (capítulo 9). En los anexos de la tesis se recogen las encuestas realizadas.

El análisis cuantitativo de los datos se realizó mediante diferentes técnicas estadísticas. Éstas se aplicaron con la ayuda de software informático: Microsoft Excel v.2007 y v.2010, OpenOffice Calc v.3.0, UCINET v.6, SPSS v.17.0 y v. 18.0 y R v.2.13.1.

Capítulo 3. Área de estudio

El área de estudio de la tesis se encuentra situada en la Reserva de la Biosfera de La Sepultura (REBISE), en el estado de Chiapas, México. En este país tropical convergen altos valores de conservación con bolsas de pobreza y existe una larga tradición de PICD, PSA y proyectos de gestión comunitaria. El estado de Chiapas es de los más pobres del país y de los que presentan mayores valores de conservación, contando con una alta participación de instituciones gubernamentales y ONGs, lo que lo sitúa como un excelente laboratorio para estudiar políticas de conservación y desarrollo. Se eligió la REBISE por tratarse de una reserva de la biosfera, categoría VI de la UICN, donde convergen los objetivos de conservación y desarrollo. En el presente capítulo se recogen las características fundamentales de la zona, incluyendo una descripción del ejido Sierra Morena, en el que se centran 3 de las publicaciones que conforman esta tesis. A su vez, el capítulo incluye una breve contextualización de las principales actividades que forman parte de las estrategias de conservación y desarrollo en la zona.

3.1. México

México es uno de los países más grandes de Latinoamérica con una superficie de 1.959.248 km² y una población estimada para el año 2010 de más de 112 millones de habitantes, de los cuales un alto porcentaje son jóvenes (INEGI, 2010). Está organizado en 31 Estados y un Distrito Federal, donde está la sede del gobierno del país.

La extensa superficie del país le confiere una gran variedad climática con un rango que oscila desde los climas templados a los tropicales. Esto se acrecienta por el hecho de que el territorio mexicano es altamente accidentado. Por todo ello, México tiene una gran variedad de regiones ecológicas como se aprecia en la Figura 3.1. Se encuentra entre los diez países más ricos del mundo en especies animales y vegetales, siendo una de las naciones denominadas megadiversas, contando además con alto número de endemismos (SEMARNAT, 2006).

El 73% de la superficie mexicana está ocupado por vegetación, aunque una parte muy importante de ésta sea secundaria (SEMARNAT, 2006), lo cual es lógico teniendo en cuenta que la deforestación avanza a un ritmo alarmante (Muñoz-Piña et al., 2008).



Figura 3.1. Regiones ecológicas de México. Fuente: SEMARNAT (2006)

En cuanto a los índices de pobreza, México es uno de los países con mayor IDH de América Latina, habiendo alcanzado un valor de 0,807, lo que lo sitúa entre los países con alto índice de desarrollo, similar al de las potencias industrializadas (PNUD, 2007). Sin embargo, existe una fuerte brecha territorial, que afecta principalmente a los estados del sur (Guerrero, Oaxaca y Chiapas), los cuales se alejan de estos valores y tienen una gran parte de la población sumida en la pobreza. De ésta, la población indígena y las mujeres son las más desfavorecidas (PNUD, 2007). Esto ha conllevado una fuerte migración hacia las ciudades (Ortiz, 2007).

Un factor histórico que ha mitigado la pobreza en México ha sido el reparto de tierras colectivas. Desde la revolución que expulsó a Porfirio Díaz en 1910, la reforma agraria ideada por Emiliano Zapata se erigió en uno de los

temas más candentes de la política mexicana. Fue a partir del gobierno de Lázaro Cárdenas (1934-1940) cuando se empezó el reparto de tierras comunales a campesinos a través de la figura del ejido, siendo una política generalizada a partir de los años 60 del siglo pasado (Barnes, 2009), lo que ha convertido a México en un país con tradición en la gestión comunal de los bosques (Bray et al., 2005). El ejido se creaba mediante la expropiación de tierras que excedieran los límites de la pequeña propiedad, las cuales eran entregadas a un grupo de personas para la explotación en común. El objetivo era devolver las tierras a los pequeños campesinos por ser ellos quienes las explotaban, tratando con ello de acabar con los grandes latifundios existentes antes del inicio de la revolución. A raíz de la reforma legal promulgada el 6 de enero de 1992, se terminó con el reparto agrícola y se inició la regularización de la tenencia de la tierra ejidal mediante el Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares (PROCEDE), entregando títulos de derechos parcelarios y títulos de propiedad de solares a cada ejidatario en particular, con lo que pueden llegar a ser dueños de los derechos de uso y disfrute de la parcela asignada. En la actualidad existen en México 31518 ejidos, que ocupan 105,9 millones de ha., lo que supone el 54,1% de la superficie del país (INEGI, 2007).

En el ejido conviven ejidatarios y pobladores (también conocidos como posesionarios). Los ejidatarios son dueños de las tierras. Los pobladores suelen ser hijos de ejidatarios que no han adquirido derechos ejidales. Aunque tienen tierras, la cantidad es notablemente menor y no son dueños de la parte comunal. Cada mes (o dos meses) los ejidos se reúnen en asamblea, que toma las principales decisiones del ejido. A la asamblea van generalmente los hombres del ejido, por lo que hay una carencia de participación femenina. Cada 3 años la asamblea elige a las autoridades del ejido, que son las encargadas de gestionar todo lo relativo a subvenciones, trabajos comunitarios, infraestructuras y otras actividades de interés común.

3.2. Chiapas

El estado de Chiapas, al sureste del país, tiene una superficie de 75634 Km². Habitan en él más de 3 millones de habitantes, de los cuales el 60% se encuentra en un entorno rural. Se trata, a su vez, como se indicaba anteriormente del estado con mayor pobreza extrema y mayor composición indígena, casi el 30%, niveles comparables a los de países de mayor pobreza de América Latina.

Se considera la segunda entidad mexicana en cuanto a riqueza y diversidad biológica se refiere (CONANP, 2003). Cuenta con 5 Reservas de la Biosfera: Montes Azules, Lacantún, La Encrucijada, El Triunfo y La Sepultura. Cuenta a su vez con 3 Parques Nacionales: Lagunas de Montebello, Palenque y Cañón del Sumidero.

Sin embargo, el estado ha sufrido uno de los procesos de degradación ambiental más severos del país, siendo uno de sus principales problemas la deforestación. En la década de los 80 tuvo una tasa de deforestación de 60411 ha/año, lo que supone una pérdida del 1,9% anual de su superficie forestal (INE, 1999).



Figura 3.2. Relieve del estado de Chiapas. Fuente: INEGI

La situación se vio agravada a raíz del levantamiento armado del Ejército Zapatista de Liberación Nacional (EZLN) en 1994, (INE, 1999), pues la falta

efectiva de gobierno permitió la tala ilegal de bosques (González-Espinosa, 2005). Sin embargo, el levantamiento puso de manifiesto que hasta la fecha, las políticas de conservación se hicieron sin tener en cuenta las necesidades de la población local, lo cual llevó a que surgiera aquí también el conflicto entre conservación y desarrollo, llegando a darse situaciones en las que prácticas tradicionales, como la recogida de leña para el hogar o la recolección de plantas para usos no comerciales fueran penalizadas (González-Espinosa, 2005). Este tipo de políticas, pudieron incluso ser parte de los desencadenantes del origen del conflicto armado (González-Espinosa 2005).

3.3. Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE)

3.3.1. Historia

En la Sierra Madre de Chiapas existen dos regiones ecológicas: una zona húmeda, que abarca la región conocida como El Soconusco, al sureste, que se caracteriza por la exuberancia de sus bosques y selvas siempre verdes con regímenes de precipitación de 5,000 mm anuales; y otra zona que comprende la porción chiapaneca del Istmo de Tehuantepec, al noroeste, que por el contrario es de las regiones más secas de la costa del Pacífico mexicano.

Mientras que la región del Soconusco había sido explorada científicamente desde el primer tercio del s. XX por diversos autores, la región del Istmo en Chiapas tardó en despertar interés. Éste surgió cuando personal del Instituto de Historia Natural (IHN) comenzó a visitar ciertos parajes de la región, a principios de la década de los 80, en busca de algunas especies de reptiles endémicos. La confirmación de la existencia de estas especies, además de otros datos relevantes acerca de la flora y fauna de la región, impulsó al IHN a iniciar formalmente un proyecto de conservación cuyos objetivos eran asegurar la permanencia a perpetuidad de los procesos y ciclos naturales, ecosistemas y especies de flora y fauna de esta rica porción de la entidad.

Durante el estudio para justificar la protección de la región conocida como “La Sepultura” se evaluaron aspectos biológicos (vegetación, flora y fauna), ecológicos (captación de agua, mantenimiento del clima), socioeconómicos

(usos del suelo, tenencia de la tierra) y la importancia para la economía de la región, determinándose valores importantes que sirvieron para justificar el establecimiento de un Área Natural Protegida (INE 1999).

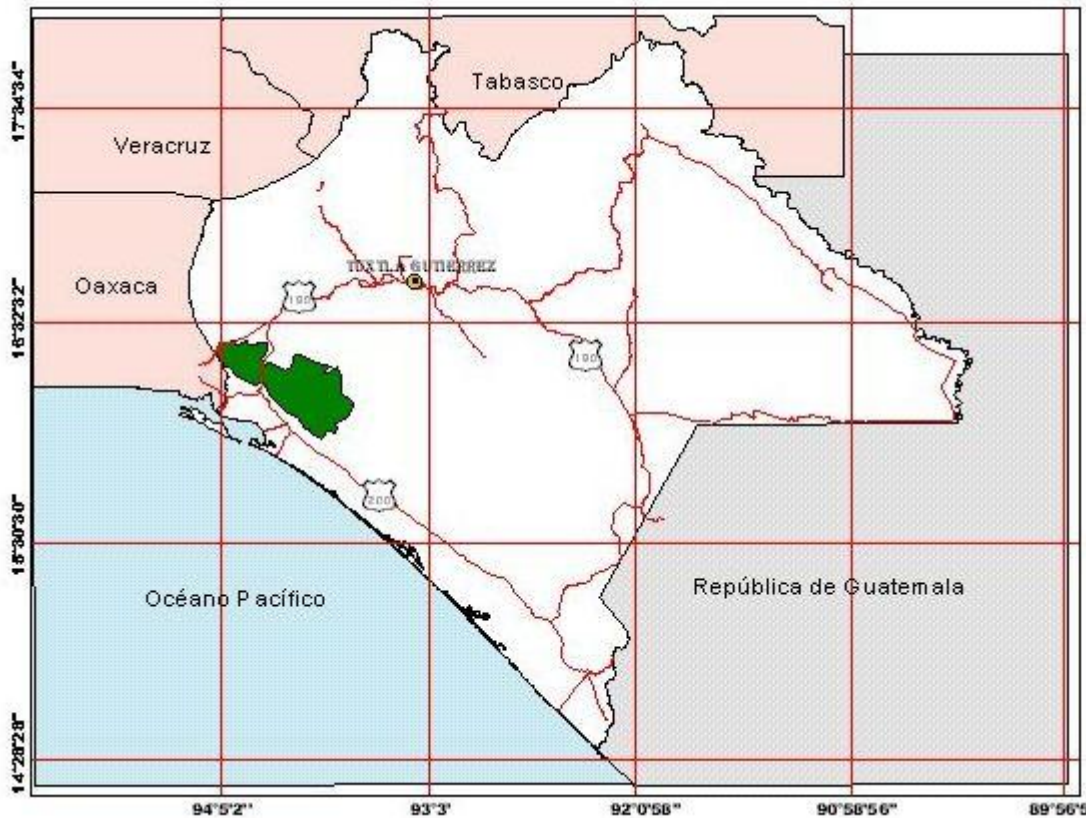


Figura 3.3. Localización de La Reserva de la Biosfera de La Sepultura.

Las iniciativas para proteger el área se resumen a un intento del Gobierno del Estado de Chiapas, que en 1993 la estableció como Zona Sujeta a Conservación Ecológica. Sin embargo el Decreto de la declaración no fue publicado en el Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Chiapas, lo cual invalidó dicho documento. Por gestiones del mismo Gobierno del Estado, la Secretaría SEMARNAP retomó la propuesta y el 5 de junio de 1995, en el acto de celebración del Día Mundial del Medio Ambiente, que se llevó a cabo en el municipio de Acapetahua, Chiapas, fue declarada la Reserva de la Biosfera La Sepultura con una superficie de 167309 hectáreas, de las cuales 13759 ha corresponden a cinco zonas núcleo (Figura 3.4) y 153550 ha a la zona de amortiguamiento (INE, 1999).

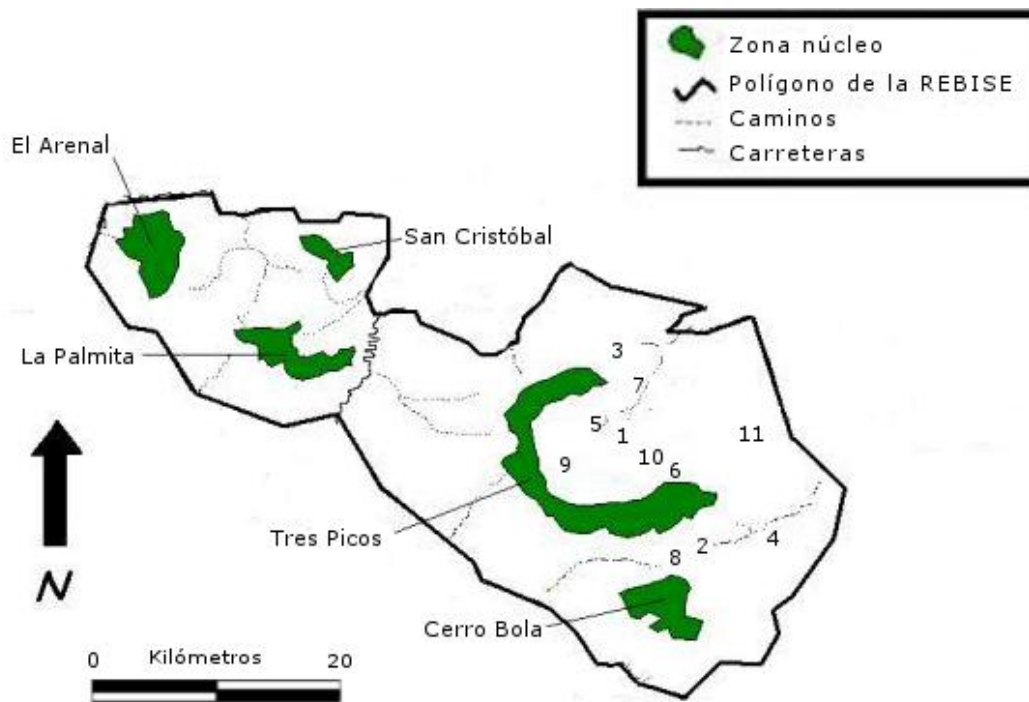


Figura 3.4. Mapa de la REBISE con indicación de los ejidos muestreados. 1: California; 2: La Sierrita; 3: La Sombra de la Selva; 4: Los Amates; 5: Los Ángeles; 6: Nueva Independencia; 7: Ricardo Flores Magón; 8: Sierra Morena; 9: Tierra y Libertad; 10: Tres Picos; 11: Villahermosa. Fuente: CONANP.

3.3.2. Caracterización ecológica

La REBISE limita al norte y al noreste con la Depresión Central de Chiapas, al este con las cumbres de la Sierra Madre en su dirección al Soconusco, al sur con la planicie costera del Pacífico de Chiapas y al oeste con las estribaciones de la misma Sierra Madre en su continuación hacia el estado de Oaxaca (INE 1999). La cadena montañosa avanza paralela a la costa, distinguiéndose dos vertientes diferenciadas, la costera y la de interior. Cada una de éstas está dividida en 4 cuencas hidrográficas.

En las zonas más altas de la sierra el clima es templado húmedo con abundantes lluvias en verano y una precipitación anual superior a los 1600 mm. En las faldas de la cadena montañosa, se da un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano y canícula, con una temperatura media anual que varía entre los 21 y 24°C, registrando una precipitación anual que fluctúa entre los 1100 y 1300 mm.

La variación altitudinal, de pendiente y edáfica resulta en una gran

variedad de ecosistemas como el bosque de niebla o mesófilo (2400 m), la selva mediana y baja perennifolia (1400-2500 m), la selva alta o mediana subcaducifolia (400-850 m), la selva alta o mediana subperennifolia (1000-1400 m), la selva baja caducifolia (300-800 m), la sabana (100-300 m), los pinares (300-1500 m), los encinares (700-1500 m), el bosque mesófilo de pino-encino-liquidámbar (1200-1500 m), y las zonas de regeneración con vegetación arbustiva (300-1200 m) (INE, 1999).

Esta variedad de ecosistemas alberga una enorme biodiversidad, contando con plantas endémicas como *Cussapoa purpusii*, *Cosmibuena matudae*, *Calathea pinetorum* y *Saurauia madrensis* y animales en peligro de extinción, como el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*) o el pajuil (*Penelopina nigra*) (INE 1999).

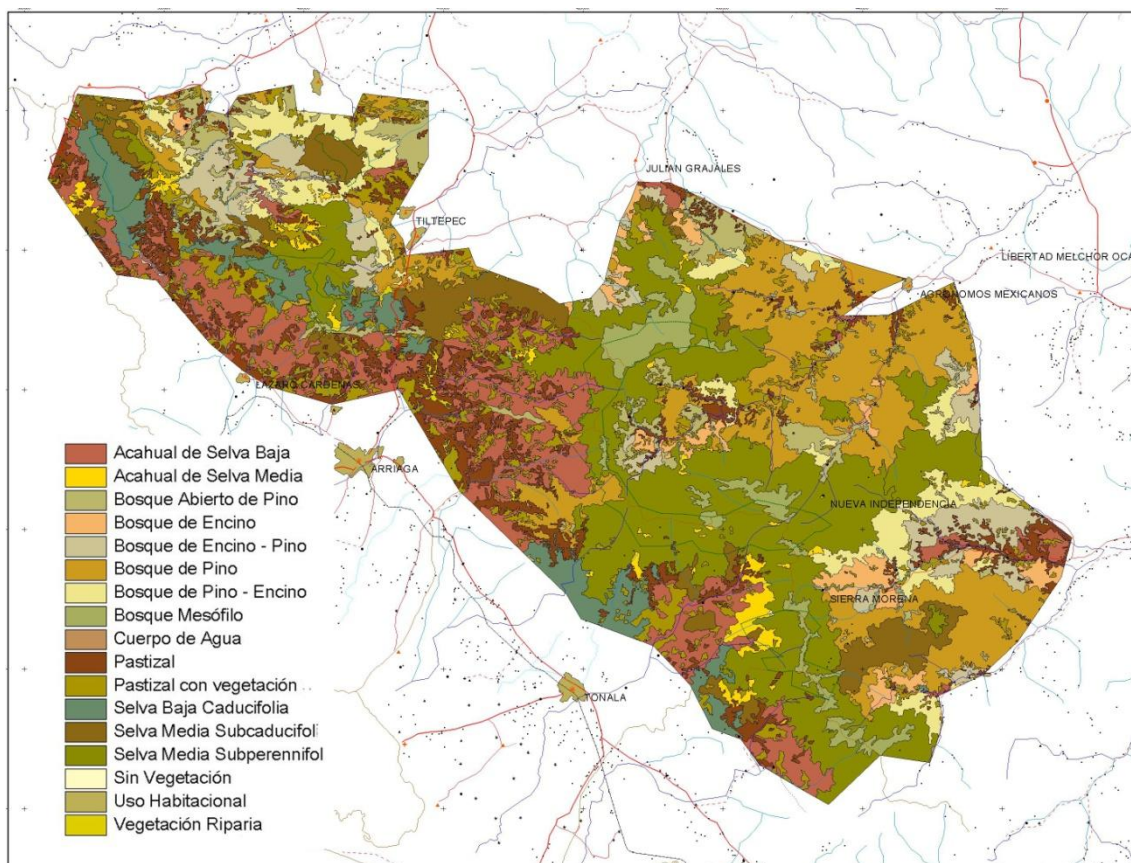


Figura 3.5. Ecosistemas de la REBISE. Fuente: INE 1999.

3.3.3. El contexto social

La reforma agraria promovida tras la revolución mexicana en 1910 tardó

en extenderse por el país. No fue hasta la presidencia de Lázaro Cárdenas en 1934 cuando empezaron a registrarse los primeros movimientos campesinos y agrarios. Este movimiento dio la pauta para que la mayor parte de los campesinos que vivían en extrema pobreza y con una alta explotación, decidieran desde entonces pelear por sus tierras y exigir al gobierno el reparto de las mismas.

Chiapas fue uno de los últimos lugares en alcanzar el reparto agrario. A partir de 1960-70 los gobiernos federal y estatal, al ver las pugnas agrarias, comenzaron a repartir tierras a los campesinos. Un indicador importante de los cambios que acarreó esta redistribución de la tierra, fue la disminución del número de habitantes en las fincas del estado de Chiapas y su asociación en organizaciones ejidales que prevalecen hasta la fecha.

Este proceso supuso un aumento de población en La Sepultura. Las primeras comunidades campesinas se establecieron en la vertiente de la costa a partir de 1940. La vertiente interior no fue poblada hasta la década de 1960. En la actualidad conviven más de 9000 personas en la REBISE y 25000 incluyendo sus aledaños (CONANP, 2003). Esta población se distribuye en 300 asentamientos, de los cuales más de 200 son rancherías con menos de 20 habitantes y sólo 7 superan los 1000 habitantes. La densidad de población es muy desigual dependiendo de la cuenca, con algunas que apenas superan 1 habitante/Km² frente a otras, como la del río Tablón que alcanza los 12 habitantes/Km².

Pese a ser Chiapas el estado con mayor proporción de población indígena, ésta ha sido poco significativa en la REBISE. De acuerdo con el diagnóstico social de la REBISE (CONANP, 2003), la población indígena no llega al 2%. Este dato también fluctúa dependiendo de la cuenca, siendo la del río Tablón la que presenta mayor índice de población indígena (5,7%), aunque la mayoría dispersa y en rápido proceso de aculturación (CONANP, 2003).

Como se aprecia en la Figura 3.6, en el área están presentes 3 de los 4 regímenes de propiedad de la tierra que recoge la Constitución mexicana: propiedad privada, propiedad social (principalmente ejidos, además de otras figuras como bienes comunales o colonias agrícolas y ganaderas) y terrenos nacionales (INE, 1999). La región comprende 45 ejidos, mayoritariamente en

las zonas más altas de la sierra.

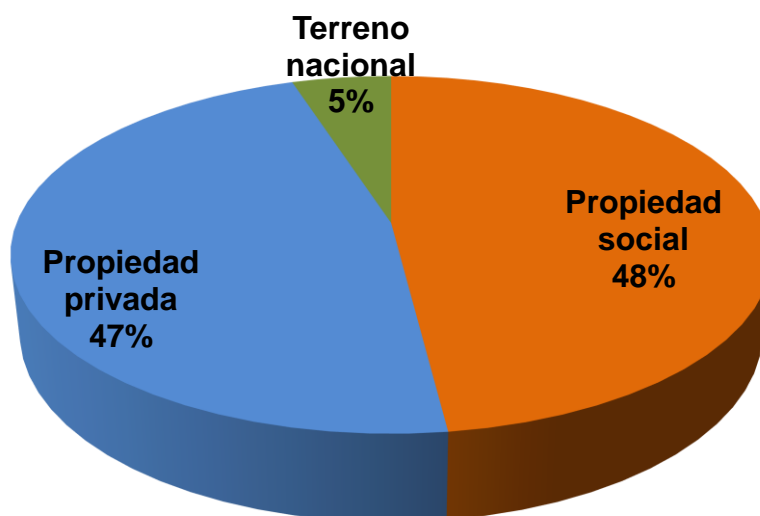


Figura 3.6. Porcentajes de tenencia de la tierra en la REBISE. Fuente: INE 1999.

3.3.4. Sistemas de producción

La ganadería, la agricultura y el aprovechamiento forestal (tanto de madera como de PFNM) son las actividades económicas más destacadas en la REBISE. La ganadería es fundamentalmente bovina, mientras que los productos agrarios más comunes son el maíz, el frijol, el sorgo, el cacahuete, el café o el mango. La producción forestal se basa en la extracción de madera y de palma camedor (un PFNM destinado al mercado ornamental, cuya producción se encuentra detallada en el apartado 3.5.2 de este capítulo), aunque hay proyectos de explotación de plantas silvestres ornamentales. Las actividades se distribuyen de manera desigual a lo largo de la ladera de la sierra (Figura 3.7). El aprovechamiento forestal y el cafetal se concentran en las zonas altas de la sierra, dejando el frijol, el maíz y la ganadería en las zonas medias y bajas.

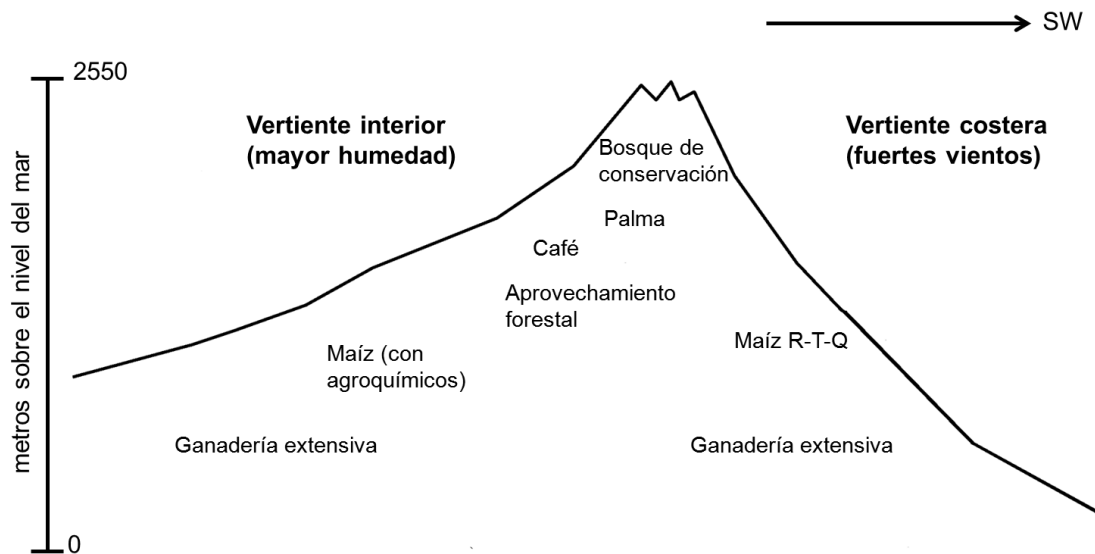


Figura 3.7. Distribución de las actividades productivas y extractivas en un transecto de la REBISE. RTQ=roza, tumba, quema. Basado en CONANP (2003).

Los habitantes de las comunidades residentes en la REBISE, dependiendo de su situación altitudinal y de la disponibilidad de tierras han adoptado sistemas mixtos de producción. La Tabla 3.1 tipifica los sistemas más comunes. En la tabla, el sistema “milpa” se refiere a la asociación tradicional de maíz y frijol con otros productos (típicamente calabaza), destinados de manera preferente al autoconsumo. La principal diferencia entre el sistema “milpa” y el sistema “maíz-frijol” es que el primero está destinado al autoconsumo mientras que el segundo dedica la mayoría del esfuerzo al mercado, lo que suele implicar un mayor uso de agroquímicos.

Sist. de producción	Zona	Caracterización
Café-Palma	Zona alta	Productores de la parte alta de la sierra que limitan con la zona núcleo de la REBISE. Tienen una superficie cultivada de unas 10 hectáreas, con café (de 3 a 6 ha), nuevas plantaciones de palma camedor (1 a 3 ha), milpa para autoconsumo (1 a 2 ha).
Milpa-Café-Jornal	Zona alta y media	Productores de la parte alta de la sierra, algunos limitan con la zona núcleo de la REBISE. Algunos son ejidatarios jóvenes y otros adquirieron una pequeña parcela de sus padres. Tienen una superficie cultivada de hasta 10 hectáreas, con café (de 1 a 2 ha), y milpa con maíz y frijol para autoconsumo y algunos excedentes para venta (2 a 3 ha), por lo que complementan su ingreso trabajando como jornaleros.
Maíz-Frijol-Café	Zona alta y media	Productores de la parte alta y media, que cuentan con suficientes tierras (de 15 a 30 ha) pero que cultivan de 6 a 15 ha en total, con maíz y frijol con uso de agroquímicos (de 4 a 10 ha) para el mercado; además de una superficie pequeña de café (de 1 a 3 ha). Algunos contratan mano de obra para la siembra y cosecha.
Diversificado	Zona alta y media	Productores de la parte alta y media, que cuentan con suficientes tierras (entre 30 y 50 ha), que cultivan unas 15 ha (de 13 a 17) en total, la mayor parte con maíz y frijol con uso de agroquímicos (de 10 a 15 ha) para el mercado; además de una superficie modesta de café (de 2 a 3 ha) y cuentan con potreros para ganado con 4 a 6 cabezas. Algunos contratan mano de obra para siembra y cosecha.
Ganado	Zona media	Productores típicos de la región Costa de la REBISE, aunque también se encuentran en menor proporción en las microregiones de la vertiente interior, sus parcelas van de 30 hasta 100 ha, destinadas en su mayor parte a la ganadería, y la mayoría tiene entre 10 y 15 cabezas de ganado bovino. Producen milpa (generalmente con el sistema de roza y quema) con los siguientes objetivos: para autoconsumo, para expandir las áreas de pastos y para renovar los agostaderos con montes bajos.
Ganado-Maíz-Frijol	Zona media y alta	Productores excedentarios que cuentan con superficies que van de 50 hasta poco más de 150 hectáreas, que tiene un hato ganadero importante de 20 a 25 cabezas de ganado. Producen maíz y frijol con agroquímicos, con apoyo de mano de obra asalariada en superficies de 5 hasta 15 hectáreas, cuya producción destinan para el mercado y que después las utilizan como agostaderos en la estación seca ("rastroteo").
Maíz-Ganado	Zona media y baja	Productores que cuentan con superficies que van de 15 a 20 hectáreas, que cultivan una importante superficie de maíz (de 5 a 8 ha) con uso de agroquímicos, que destinan al mercado; y tienen un modesto hato de bovinos de 5 a 10 cabezas
Maíz-Frijol	Zona media y baja	Pequeños productores que cuentan de 3 a 10 hectáreas, y que producen maíz y frijol con uso de agroquímicos, en superficies de 3 a 5 ha, que destinan una parte importante para el mercado. Eventualmente se emplean como jornaleros.
Maíz-Frijol-Jornal	zona alta, media y baja	Pequeños productores que cuentan con menos de 5 hectáreas (muchos de ellos son vecindados que rentan 1 o 2 hectáreas), y que producen maíz y frijol con uso de agroquímicos, para autoconsumo y venta. Complementan sus ingresos como jornaleros.
Hortalizas-Milpa (o Maíz-Frijol)	Zona media y baja	Pequeños productores que cuentan con pequeñas áreas de vega de buena calidad (alrededor de 2 hectáreas) con posibilidades de riego en pequeña escala, que producen hortalizas (tomate, sandía) para el mercado y maíz frijol para autoconsumo, con algunos excedentes.

Tabla 3.1 Sistemas de producción encontrados en la REBISE. Basado en CONANP (2003).

3.3.5. Conflictos socioambientales

El aumento de los asentamientos humanos en La Sepultura conllevó una mayor presión sobre los ecosistemas, siendo su principal efecto la deforestación, que tuvo su cénit entre las décadas de 1970 y de 1990 (Figura 3.8). March y Flamenco (1996) calcularon que en ese periodo se perdieron más de 70000 ha de bosque primario, el cual derivó en bosques fragmentados o en terrenos agropecuarios. Aunque en su estudio incluyeron zonas que no formaban parte de la Reserva, la tasa de deforestación de 2,2% anual era incluso mayor que la media estatal, lo que indica el elevado índice de actividad que el área tuvo en esas fechas.

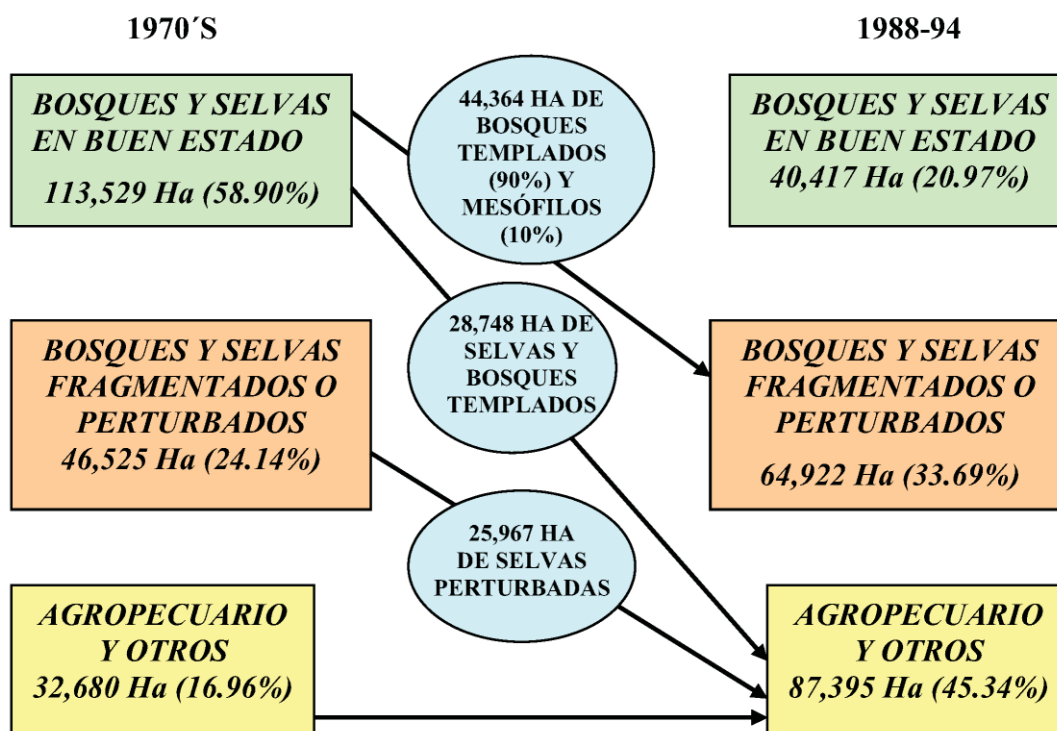


Figura 3.8. Dinámica de transformación de la vegetación en la REBISE, entre 1970 y 1990. Fuente: CONANP, 2003.

Con la declaración de la Reserva de la Biosfera la tasa de deforestación disminuyó significativamente debido a la presencia del equipo de la reserva y la prohibición de establecimiento de nuevos asentamientos humanos (CONANP,

2003), aunque aún no ha habido estudios rigurosos que muestren las nuevas tasas de deforestación. Si bien el establecimiento de una figura de protección pudo frenar la pérdida de bosque, el proceso estuvo plagado de conflictos sociales. El campesinado interpretó la normativa ambiental como restricciones a su propio desarrollo, acusando al equipo director de la Reserva de velar únicamente por los objetivos de la conservación, olvidando las necesidades de la población (CONANP, 2003).

Este conflicto se agudizó en las partes altas del ejido, ya por sí las más marginadas, menos tecnificadas y con suelos menos fértiles, sobre las que recayeron los mayores esfuerzos de conservación (INE, 1999). Estas comunidades son en su mayoría ejidos, como se aprecia en el hecho de que de las 13759 ha de zonas núcleo, 7586 pertenecen a terrenos nacionales y 6173 son terrenos ejidales. Los dueños particulares, que controlan 2/3 de la ganadería y han sido históricamente los principales causantes de la deforestación no sufrieron tanto las restricciones (Castro Hernández et al., 2003). Al crear la reserva se abrió un proceso de negociación con los núcleos agrarios a quienes afectaba esta medida, buscando formas compensatorias por la prohibición de realizar cualquier cambio de suelo en zona núcleo, así como el aprovechamiento de los servicios de abastecimiento (INE, 1999).

Los principales esfuerzos de las autoridades ambientales se centraron en detener la deforestación ilegal, restaurar zonas degradadas y ofrecer alternativas productivas para evitar la conversión de bosque en pastizal o cultivo. En la materialización de estos objetivos convergen organizaciones gubernamentales, no gubernamentales y universitarias, tanto ligadas al sector agrario como de la conservación. Entre éstas cabe destacar la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), que cuenta con 2 campamentos en la Reserva, uno en cada vertiente. El plan de conversión productiva está detallado en la Figura 3.9 y persigue la transformación de los cultivos para que sean ecológicos, la intensificación de la ganadería dentro de sistemas agrosilvopastores y fomentar el cultivo de palma, así como la incorporación de nuevas actividades como la huerta, la floristería o el ecoturismo. Para llevar todo esto a cabo se han planteado diferentes líneas estratégicas que abarcan desde la capacitación de

los campesinos a la búsqueda de fondos y mercados orgánicos o especializados (CONANP, 2003).

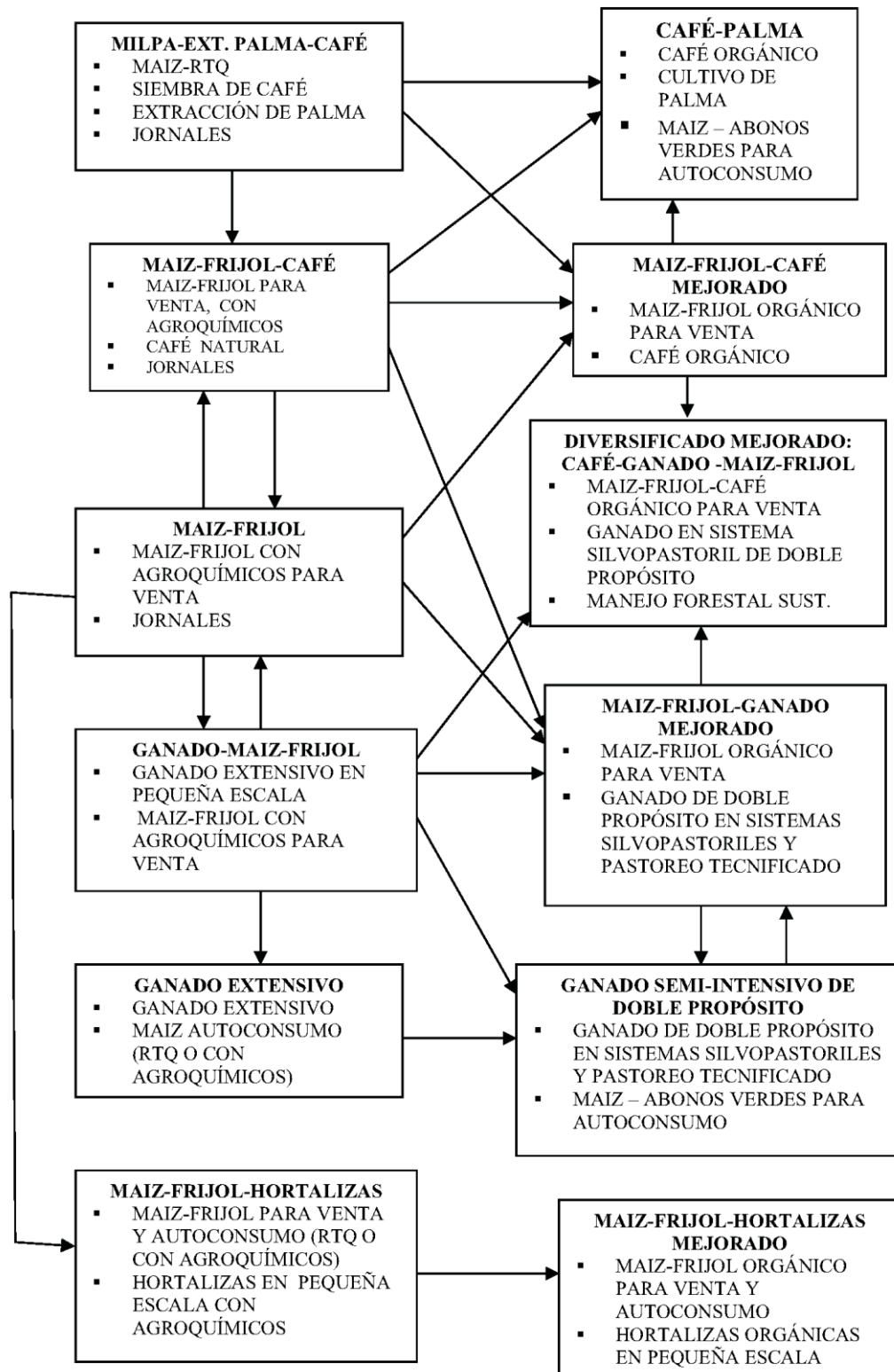


Figura 3.9. Sistemas de producción en la REBISE y posibles trayectorias de evolución hacia un

manejo sostenible. RTQ=roza, tumba, quema. Fuente: CONANP (2003).

Las instituciones que trabajan en la REBISE han desarrollado a su vez líneas de trabajo para superar el rechazo de la población hacia la Reserva. Entre éstas se han incluido acciones de mejora de las condiciones de vida de las poblaciones que se integran en el polígono de la Reserva, tratando de proporcionar servicios básicos para garantizar sus necesidades (CONANP 2003). La educación ambiental ha sido otra línea estratégica de trabajo, tratando de informar acerca de los beneficios que confiere el vivir en una zona ecológicamente no degradada. Por último, en consonancia con la idiosincrasia del programa MaB se ha tratado de reforzar la participación social mediante la implicación de las asambleas ejidales y organizaciones campesinas en las políticas de conservación. Para ello se creó, aunque con poco éxito de participación, el Consejo Asesor de la Reserva que coordinaba a diferentes Comités de Cuenca (CONANP, 2003), en los que participan a los actores sociales involucrados en la REBISE.

3.4. Ejido Sierra Morena

El ejido Sierra Morena se asienta en la vertiente interior de la REBISE, en la cuenca del Río Los Amates, municipio de Villacorzo. Tiene paisajes predominantemente montañosos, con una porción principalmente silvestre y otra, donde se asienta la comunidad y se desarrollan las actividades agrícolas y ganaderas, en donde las laderas tienen pendientes más suaves. Parte del ejido se solapa con una zona núcleo, concretamente la que se encuentra en el Cerro Bola. La zona urbana del poblado se encuentra dentro de las coordenadas 16° 09' 23" de latitud norte y 93° 36' 27" de longitud oeste, con una altitud de 1200 m sobre el nivel del mar.

Los terrenos que comprenden el ejido tienen un fuerte gradiente, pasando de los 1000 m de los terrenos más bajos a los 2000 m de la cumbre del Cerro Bola. Esto da origen a grandes contrastes ambientales, tales como las variaciones topográficas, climáticas, de vegetación y usos.

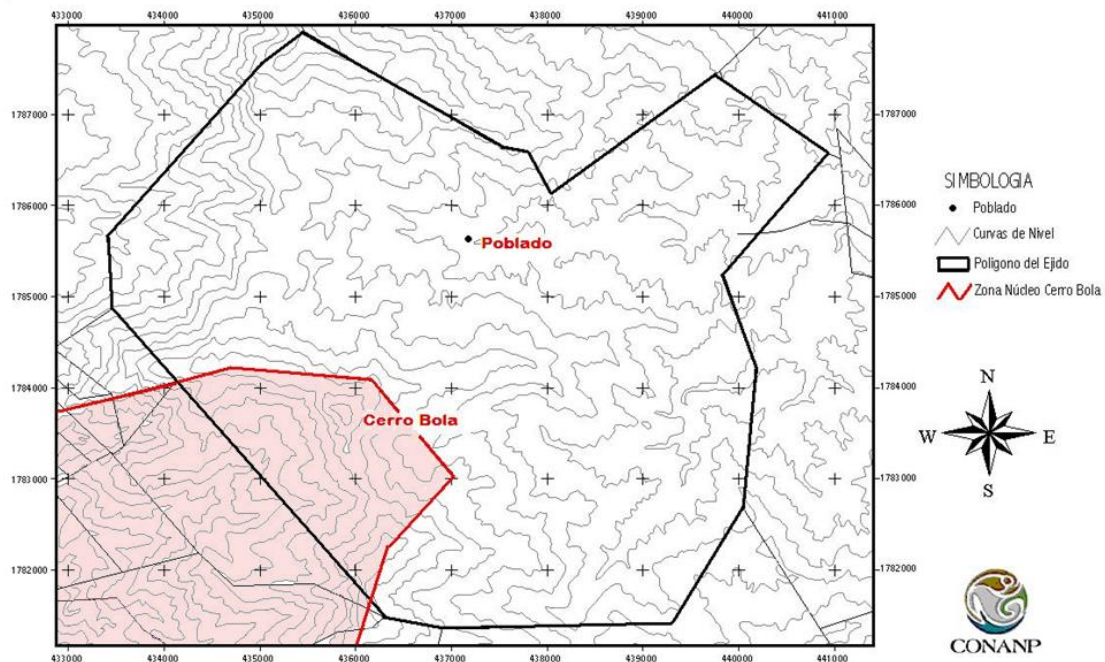


Figura 3.10. Localización y orografía del ejido Sierra Morena. Fuente CONANP.

3.4.1. Historia del ejido

La formación del ejido Sierra Morena, al igual que la de muchos ejidos de la zona (Los Ángeles, Ricardo Flores Magón) fue producto de las luchas de los campesinos por conseguir tierras. En el año 1969, algunos campesinos realizaron el primer recorrido por las tierras, que estaban en propiedad de una familia adinerada. Esta propiedad era de 85 has, pero incluía una extensión ilegal de terrenos nacionales. Al tener conocimiento del estado del terreno, varios campesinos y jornaleros de otras fincas, se organizaron para lograr la constitución del ejido. Ese mismo año, un conjunto de más de 25 personas ocupó provisionalmente los terrenos nacionales que se encontraban en el territorio de la finca.

El grupo de personas, una vez asentadas en el lugar, solicitó la posesión legal de las tierras en 1970, con una lista de 26 posibles ejidatarios. Sin embargo, durante los siguientes 5 años, tuvieron serios problemas con el propietario de la finca, que llegó a utilizar la fuerza para desalojarlos. Los campesinos fueron capaces de defender la tierra y el 12 de julio de 1976 lograron su primer propósito obteniendo la entrega provisional de 1644,44 has. El 10 de octubre de 1978 las tierras provisionales pasaron a ser definitivas. La

población, una vez establecida legalmente, buscó nuevas alternativas para obtener más tierras, que recibieron el 17 de julio de 1985 y que sumaron una superficie territorial de 1750 has del ejido Sierra Morena.

Desde que la población se asentó en el área, se comenzó a trabajar la agricultura de subsistencia, la ganadería de corral y la explotación de los recursos forestales, principalmente de la recolección de la palma camedor (*Chamaedorea spp.*), actividad que se realizaba previamente en la finca. Tras los 2 primeros años dedicados al sistema “milpa”, la extracción de la palma se convirtió en la principal fuente de subsistencia. Sin embargo, al poco tiempo se adoptó la siembra del café, cultivo que también practicaba en la finca previamente a la fundación del ejido, concretamente desde la década de 1920.

Según los habitantes, la razón para que la producción se orientara más hacia el café y la palma fue por motivos de conservación. El año de su llegada, por costumbre y por consejo de los técnicos del Banco Rural, procedieron a la siembra de maíz y frijol mediante el método de roza-tumba-quema, deforestando varias hectáreas de monte. De acuerdo con su versión comprendieron que, de continuar con ese modelo de explotación, pronto perderían el frondoso bosque que habían obtenido, por lo que decidieron relegar los cultivos de maíz y frijol a unas pocas hectáreas destinadas al autoconsumo y dedicarse principalmente al cultivo de café y a la recolección de palma.

Debido a las condiciones precarias que se tenían inicialmente en el lugar, se decidió trabajar las tierras de forma colectiva. Desde 1978 y hasta 1981, la población trabajó de esta manera. Durante estos años el ejido logró alcanzar un gran auge en lo político, económico y social, consiguiendo mucha ayuda externa, teniendo créditos para la agricultura, la ganadería y los servicios en general. Esto supuso una rápida capitalización en comparación con otros ejidos de la zona.

Pese a ello, en 1981 se rompió el colectivismo. 15 de los 23 ejidatarios decidieron terminar con esta organización de producción, porque pensaban que estaban siendo explotados por las autoridades ejidales. Estas personas, después de haber roto con esta forma de trabajo colectivo, se dedicaron a

trabajar de manera individual y el 1 de diciembre se dividieron las tierras de la comunidad y se distribuyeron entre los 23 ejidatarios, correspondiéndole a cada uno 20 ha que pasaron a formar parte de la propiedad privada del ejido, quedando el resto como propiedad colectiva de todos los ejidatarios.

De ahí en adelante el trabajo fue individual, aunque algunos de los ejidatarios, aquellos que no querían la individualización, quedaron organizados para la venta de café. Éstos construyeron sus casas en la zona baja del poblado, mientras que los restantes se quedaron en la zona alta del poblado. De esta manera, el ejido quedó dividido en 2 barrios (Figura 3.11). Las mujeres de los ejidatarios se integraron a la Unión Agrícola e Industrial de la Mujer (UAIM), y en agosto de 1988 se les entregan 20 has para establecer una parcela colectiva para las 27 socias y algunas mujeres vecindadas.

3.4.2. Organización social

En la actualidad hay 34 ejidatarios, lo que generalmente corresponde a un ejidatario fundador más uno de los hijos. Los pobladores suelen ser hijos de ejidatarios que no han obtenido el título de propiedad, pero siguen viviendo en Sierra Morena y han conseguido comprar algún terreno en el ejido. Sólo 26 de los 34 ejidatarios viven en Sierra Morena. El resto, aunque conservan sus tierras y derechos, vive fuera del ejido. Diez familias constituyen el grupo de los pobladores. Las casas están todas construidas con materiales de la región y suelen tener un patio donde se ubica el huerto y el corral.



Figura 3.11. Barrio bajo (izquierda) y barrio alto (derecha) de Sierra Morena. Foto: Luis Rico García-Amado.

México), electricidad (aunque en temporada de lluvias hay cortes del servicio) y dos pequeñas tiendas particulares, donde se pueden encontrar productos muy básicos. La población grande más cercana donde conseguir otros productos es Villaflores, a dos horas de autobús (salen dos pequeños autobuses diariamente). A su vez, existe una escuela de primaria y una unidad médica rural con una infraestructura muy básica, aunque en la actualidad nadie trabaja en el puesto.

3.4.3. Situación económica

Los habitantes de este ejido basan su economía principalmente en la producción de café, la extracción de la palma camedor, la ganadería, las actividades de corral y la agricultura de subsistencia (maíz y frijol), actividades todas comprendidas dentro del sector primario. Ello lleva a una mezcla de sistemas productivos: “Café-Palma”, “Milpa-Café-Jornal” y “Maiz-Frijol-Café” con algo de ganadería. La actividad productiva fundamental es el café, donde se ha conseguido una producción constante y de buena calidad, lo que ha permitido generar unas condiciones económicas del ejido que son lo suficientemente buenas para evitar el disgregamiento de sus habitantes en busca de mejores opciones de vida, como ocurre con algunos otros lugares de la región. Aquellas familias que tienen hijos en edad escolar reciben ingresos bimensuales del Programa de Oportunidades, que otorga el gobierno del estado de Chiapas como manera de apoyar los gastos escolares.

3.4.4. Situación ambiental

Los valores de conservación fueron los grandes protagonistas de todas las entrevistas abiertas, pues todos los habitantes de Sierra Morena, sin excepción, los han incorporado, al menos en lo que a discurso se refiere, a su cotidianeidad.

De acuerdo con el Diagnóstico Social y Ambiental del ejido Sierra Morena (IDESMAC et al., 1999), el ejido presenta un buen estado de conservación, principalmente en lo que se refiere a su masa forestal, puesto que la deforestación está muy controlada. Sólo la porción centro norte del ejido, donde se encuentran los potreros, presenta índices de perturbación. Pero los terrenos montañosos mantienen su vegetación original y solo se explota el sotobosque, donde se encuentra la palma camedor.

El hecho de que los campesinos se dedicaran desde sus inicios al cultivo de café en sombra y a la recolección de palma contribuyó a que al declararse la reserva de la Biosfera en 1995, el estado de conservación del ejido fuera bastante aceptable. Aunque en un principio los habitantes de Sierra Morena no vieron con buenos ojos la instauración de la REBISE, al poco tiempo aceptaron la normativa, transformándose en un ejido modelo en la integración de conservación y desarrollo.

Desde la implementación de la REBISE en 1995 se han realizado diferentes acciones encaminadas a la conservación, todas dentro de un marco participativo en el que la formación de los miembros de la comunidad ha sido extensa. La asamblea del ejido aceptó la protección absoluta de aproximadamente 300 has de la dotación ejidal que se ubican en una de las zonas núcleo.



Figura 3.12. Vegetación de la zona núcleo del ejido Sierra Morena. Foto: Luis Rico García-Amado.

En 1999, con recursos de la CONANP se inicia la elaboración del Ordenamiento Ecológico del territorio comunitario, que posteriormente dio lugar al Plan de Desarrollo Comunitario, del cual parte la gestión de la comunidad y la ejecución de los proyectos de Palma Camedor, Café de Conservación y recientemente, Turismo Alternativo. Desde 1999 se realiza el aprovechamiento de residuos orgánicos para la elaboración de compostas y tiene 1 módulo de lombricultura, donde aprovechan el abono y el ácido húmico para los cultivos de palma y café.

Desde 2002, se mantienen áreas agroforestales donde tienen sembrados 500 árboles frutales en cafetales y áreas agrícolas con maíz, con árboles de naranja, mandarina, limón persa, guanábana y guayaba. A su vez se han realizado acciones para la conservación de suelos mediante barreras vivas en cafetales y montañas, además de presas filtrantes de piedras, madera y bolsas de tierra.

En el esquema de coordinación CONANP-CONAFOR, a partir del 2004 ingresaron al Programa de Servicios Ambientales Hidrológicos, para un periodo

de 5 años, renovándolo en 2009. En enero de 2005, a nivel ejidal se constituye un comité de monitoreo para acciones de protección y vigilancia en relación con la presencia de actividades ilícitas como la tala de árboles, el furtivismo, el saqueo de plantas y los incendios forestales. Se realizan recorridos trimestrales en el ejido en búsqueda de alguna anomalía que pudiese atentar contra los recursos naturales del área.

3.5. Estrategias locales de integración de conservación y desarrollo

Las actividades económicas del ejido Sierra Morena y de la REBISE han evolucionado hacia estrategias que requieren un buen nivel de conservación, lo que a su vez ha redundado en la implantación de PICD, así como esquemas de pagos directos. A continuación se detallan 3 de las estrategias que han sido analizadas en las publicaciones que conforman los resultados de la tesis: café, palma y pagos por servicios ambientales.

3.5.1. Café

El café (*Coffea spp.*) es una planta originaria de África, siendo introducido por los europeos en América a finales del s. XVII, aunque su cultivo no se extendió hasta el s. XIX. En México, el café se introdujo en la última década del s. XVIII y desde entonces ha ido expandiéndose hasta ser uno de los principales productos de la economía mexicana.

México es el séptimo país productor de café, aportando 270000 toneladas de las 7084000 que se producen anualmente (ICO, 2008). Con 683449 ha, es el quinto cultivo más importante del país en superficie, sólo por detrás del maíz (7807340 ha), el frijol (1809679 ha), el sorgo (1797563 ha) y la avena forrajera (799056 ha) (SAGARPA, 2006). El cultivo de café se concentra en 12 estados de México y 398 municipios (AMECAFE, 2006), caracterizados la mayoría de ellos por localizarse en zonas de difícil acceso, por tener ciertas deficiencias en infraestructura básica y fuerte presencia de población que vive en pobreza

extrema. El 66% de los productores habla al menos una lengua indígena (Bartra, 2002).

Chiapas es el estado mexicano cafetalero por excelencia, siendo el segundo cultivo más extendido tras el maíz, llegando a un total de 254276 hectáreas (SAGARPA, 2008), lo que supone el 31,87 % del total mexicano. Hay 175,677 productores distribuidos en 88 municipios y 4,792 localidades (comunidades, ranchos, pequeñas propiedades y cantones) (AMECAFE, 2006). La producción de café en Chiapas se caracteriza por ser llevada a cabo por pequeños productores. El tamaño medio por productor es de 1,41 ha (AMECAFE, 2006) y ha ido disminuyendo desde 1990, cuando el tamaño medio por productor era de 2,69 ha (Bartra, 2002). Esto se debe al aumento de productores y a la retirada de tierras. El descenso del número de hectáreas ha sido de aproximadamente 100000 desde el año 1992, lo que muy probablemente se debe a la crisis de los precios del café que se produjo entre los años 2000 y 2004 (CEPCO, 2007).

El café en México se cultiva en un rango de alturas que va desde los 300 m hasta los casi 2000 m, aunque los mejores rendimientos se dan entre los 600 m y 1200 m (Moguel y Toledo, 1999). El 40% de la superficie con cafetales corresponde a selvas altas y medianas (zona tropical húmeda), el 23% a bosques de pino y encino, el 21% a selvas bajas caducifolias y el 15% a bosque mesófilo de montaña, lo que conlleva que desde el punto de vista biológico, las regiones cafetaleras son de las más ricas y diversas en flora y fauna (Bartra 2002).

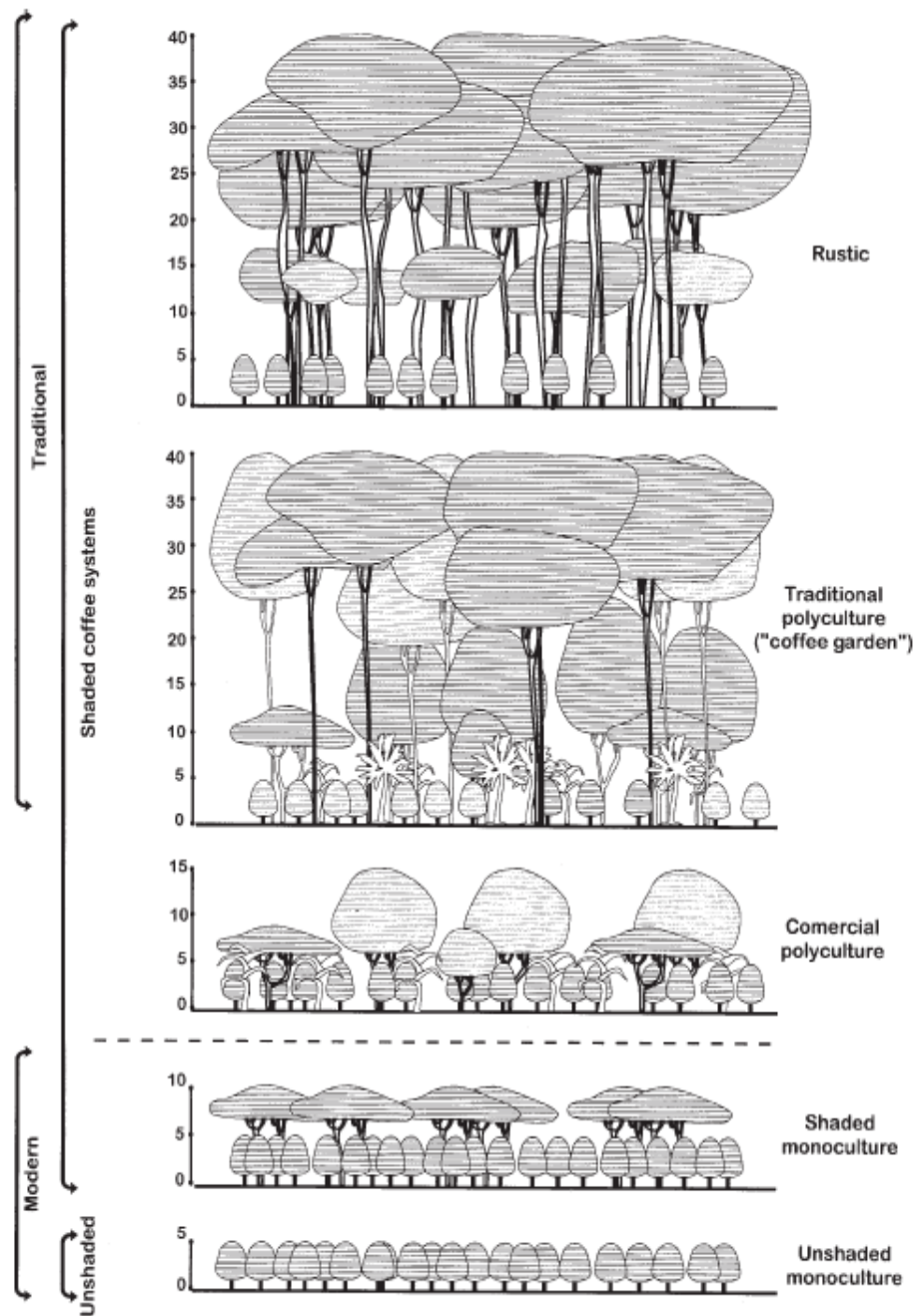


Figura 3.13. Tipología de cultivos de café en México. Fuente: Moguel y Toledo (1999).

Adaptado a los sistemas agroforestales autóctonos, el café de manera tradicional se cultiva bajo sombra y acompañado por numerosas especies. Se puede ver en la Figura 3.13 que los sistemas tradicionales van del *rústico* o *de montaña*, donde simplemente se sustituyen plantas arbustivas por matas de café; el *policultivo tradicional*, donde el cafeto se cultiva junto con otras

especies útiles, nativas o introducidas; y el *policutivo comercial*, donde se sustituye la vegetación original por especies arbóreas de sombra, con menos variedad que en el anterior manejo (Moguel y Toledo 1999).

Se cultiva también de manera moderna el *monocultivo bajo sombra*, donde se emplea una sola especie protectora, generalmente Inga; y el *café bajo sol*, con arbustos de rápida maduración, corta vida, baja talla y alta densidad; sin embargo estos últimos sistemas están menos extendidos (Moguel y Toledo, 1999). Los sistemas *rústico* y de *policultivo* son naturalmente resistentes a plagas y enfermedades, y por lo general los campesinos que lo practican no emplean más agroquímicos que una ocasional aplicación de fertilizante (Bartra, 2002). A su vez, estos sistemas tradicionales suponen un refugio de biodiversidad para árboles, plantas epífitas, mamíferos, aves, reptiles, anfibios y artrópodos (Moguel y Toledo, 1999), tienen una alta capacidad de retención de suelo (Pérez-Nieto et al., 2005) y son espacios que pueden resultar clave en beneficio de la conservación (Moguel y Toledo, 1999).

Hasta 1989, el mercado del café estaba regulado por los acuerdos de la Organización Internacional del Café (ICO). A partir de ese año se produjo una liberalización del mercado cafetalero, que tuvo como consecuencia un aumento de la producción y una concentración del control del mercado en unas pocas empresas transnacionales (Bacon, 2005). Estos factores, junto con la especulación en bolsa (Bartra, 2002) llevaron a una drástica caída de los precios del café entre los años 1989 y 1993, que alcanzaron entre los años 2000 y 2004 los precios más bajos en 30 años o su nivel mínimo en 100 años ajustando con la inflación (CEPCO, 2007), pasando de 1,20\$/libra en el año 1998 a entre 0,45 y 0,70\$/libra (Figura 3.14; Bacon, 2005). Esto llevó a millones de agricultores a la ruina (Bacon, 2005), más si se tiene en cuenta que a partir de la liberalización del mercado del café, los agricultores han pasado a obtener un 20% del precio final a un 13% del precio final (Talbot, 1997). En México esta situación fue particularmente grave, pues, a diferencia de otros países donde el coste de producción por libra es de 0,40\$ (Brasil) o 0,25 (Indonesia), el coste de producción es de 0,85 a 0,95\$/libra (CEPCO, 2007).

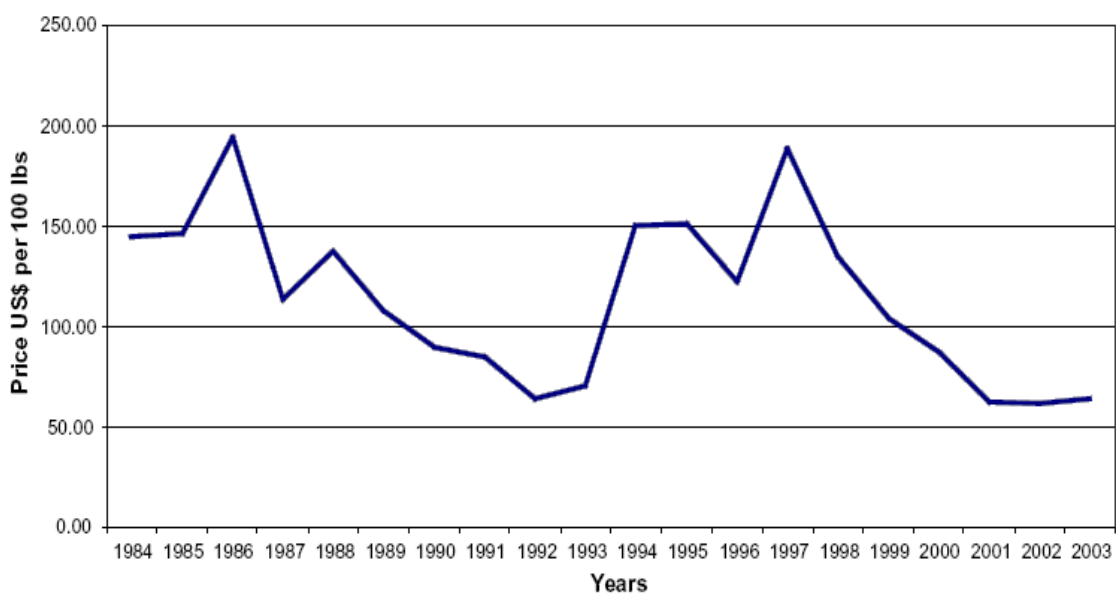


Figura 3.14. Evolución de los precios del café entre 1984 y 2003. Fuente: Bacon, 2005.

Ante esta situación, la producción de café ecológico y de comercio justo ha contribuido a proporcionar seguridad y estabilidad a los pequeños agricultores (Bacon, 2005), aunque no en todos los casos (Paletto et al., 2011). Ésta solución es especialmente favorable para ser implementada por los pequeños agricultores mexicanos, pues el modelo predominante es el de café bajo sombra tradicional (Bartra, 2002; CEPCO, 2007).



Figura 3.15. Café de sombra en el ejido Sierra Morena. En el cafetal se aprecian algunas plantas de palma comedora. Foto: Luis Rico García-Amado.

3.5.2. Palma

De las 130 especies que componen el género *Chamaedorea* (familia Arecaceae) 21 se aprovechan comercialmente en América Latina (de los Santos et al., 2004). En México se pueden encontrar más de 50 especies del género, siendo 14 de ellas endémicas (Current, 2002). Se hayen en selvas perennifolias y subperennifolias, en bosques de niebla y en algunos pinares y encinares, pudiendo aparecer desde el nivel del mar hasta los 2000 m (Current, 2002). En estos lugares, son parte dominante del sotobosque, apareciendo en ocasiones en altísimas densidades, de hasta más de 5000 plantas por hectárea de forma natural (Endress et al., 2006).



Figura 3.16. Palmar silvestre. Foto: Luis Rico García-Amado.

El mercado de hoja de palma camedor, cuyo destino principal es la industria floral, supone una parte importante del comercio de follaje para jardinería (el 14% en EE.UU.) (Endress et al., 2006), aunque en los últimos años parece estar en declive (Sullivan y Kosidowski, 2010). También existe un mercado, más reducido, de semillas de palma (Current, 2002). México es el principal productor de palma (de los Santos Espinoza et al., sin fecha), lo que se tradujo en 1999 en 20 millones de dólares (Current, 2002). No en vano, la palma es, tras la pimienta, el segundo PFM que más ingresos aporta al país (Current, 2002). Chiapas ha sido históricamente el estado mexicano que más palma ha aportado al mercado, y en la actualidad, junto con Veracruz, es de los principales estados mexicanos en la producción de palma, aportando entre 400 y 1000 toneladas/año (de los Santos Espinoza et al., 2004).

Por tener unos requerimientos similares al del café en sombra, la producción de palma y de café están típicamente asociadas, formando un sistema agroforestal café-palma camedor, que se apreciaba en la Figura 3.15.

Café de sombra en el ejido Sierra Morena. En el cafetal se aprecian algunas plantas de palma camedor. Foto: Luis Rico García-Amado. (Geissert Kientz y Pérez Portilla, 2006). Éste se caracteriza por la presencia de tres estratos: el inferior representado por la palma camedor, el medio arbustivo del cual forma parte el café y, por último, el superior, ocupado por los árboles de sombra (Geissert-Kientz y Pérez Portilla 2006).

La recolección de la palma de manera tradicional ha sido silvestre, aunque siguiendo el proceso de domesticación clásico de los PFNM (Homma, 1992), ya se encuentra cultivada en muchas zonas (Bridgewater et al., 2006; Geissert Kientz y Pérez Portilla, 2006). Dependiendo de las zonas, se suele cortar hoja de palma, una vez por semana, por quincena o por mes, situándose las épocas de mayor demanda en Navidad y Semana Santa, momentos en que la producción de palma es menor, por lo que hay un desajuste entre la producción y la demanda (Dahringer, 2010).

Por los pocos requerimientos tecnológicos de la palma, por contar con un mercado amplio y relativamente estable y por su localización, se trata de un producto que podría ayudar en la reducción de la pobreza. Sin embargo, son los eslabones más altos de la cadena de comercialización los que se quedan la mayor parte de los ingresos (Current, 2002), siendo el precio de venta de la palma en un mayorista mexicano o estadounidense 15 veces superior al recibido por el cosechador. Esto, unido a las bajas tasas de regeneración de la palma, hace que el producto no sea atractivo para muchos campesinos (Current 2002).

3.5.3. Pagos por Servicios Ambientales (PSA)

Como se ha visto anteriormente, una de las soluciones propuestas para evitar los *trade-off* generados en los PICD, consiste en realizar pagos directos a las comunidades locales por los servicios ecosistémicos para evitar que sus actividades degraden el ecosistema.

En México el comprador de los servicios es el gobierno mexicano a través de la CONAFOR, que realiza PSA hidrológicos (PSAH) desde el año 2003 y

PSA por captura de carbono, mantenimiento de la biodiversidad y gestión y mejora de los agrosistemas forestales (PSA-CABSA) desde 2004. Desde 2007, los PSA mexicanos se han incorporado dentro de PROARBOL, un programa global de manejo del bosque que incluye otro tipo de actuaciones, como la comercialización de madera.

Los PSAH se implantaron en México para evitar la deforestación y la escasez de agua, tras la percepción por parte del público y de algunos actores clave de la relación ecológica entre el bosque y el agua (Muñoz-Piña et al., 2008). Éstos conllevan algunas obligaciones, entre las que se encuentran limitar el pastoreo, formar brigadas que se dediquen a actividades de vigilancia y la realización de al menos un taller de capacitación (CONAFOR, 2009). Existen actuaciones opcionales como la construcción de barreras naturales contra la erosión. A su vez, incluyen restricciones, que se listan a continuación (CONAFOR, 2009).

- Cambiar de uso del suelo forestal a cualquier otro tipo, sin importar la extensión.
- Derribar arbolado con fines comerciales y/o domésticos, o para el establecimiento de plantaciones o sistemas agroforestales; salvo en los casos en que el arbolado se encuentre afectado por incendios, plagas, enfermedades y/o fenómenos meteorológicos, en cuyo caso, su derribo deberá contar con la autorización por parte de la autoridad competente.
- Actividades que impliquen la pérdida de vegetación natural, así como alterar la vegetación ribereña.
- Construir presas o diques de retención de agua, a menos que el fin sea la retención de suelo.
- Alterar cauces.
- Abrir minas y/o bancos de materiales.
- Construir caminos.
- Depositar y/o almacenar cualquier tipo de desechos en el área

beneficiada.

- Realizar cacería de fauna silvestre.
- Extraer y/o aprovechar ilegalmente flora y fauna silvestre.
- Introducir especies no nativas de flora o fauna silvestre.
- Alterar o dañar el hábitat natural de especies silvestre.

Muñoz-Piña et al. (2008) en la principal evaluación que ha habido de los PSA en México encontraron que el Programa se había instaurado sin una buena evaluación de los bosque más susceptibles a deforestación por lo que había financiado a lugares con un bajo o muy bajo riesgo de deforestación. Pero los mismos autores reconocen que han jugado un papel importante en la reducción de la pobreza pues el 78% de los pagos se destinó a bosques habitados por personas en situación de alta o muy alta marginación, aunque, por razones desconocidas, dentro de estos últimos no se había alcanzado a aquellos con mayores índices de marginación (Muñoz-Piña et al. 2008), indicando que puede aumentar la brecha con la población más pobre.

Referencias

- AMECAFE, 2006. Padrón Nacional Cafetalero.
http://www.spcafe.org.mx/wb3/wb/spc/spc_estadistica_padron_nacional_cafetalero_por_est
- Alcorn, J.B., 1983. El Telom huasteco: presente, pasado y futuro de un sistema de silvicultura indígena. *Biotica* 8, 315-331.
- 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, 497-511.
- Barnes, G., 2009. The evolution and resilience of community-based land tenure in rural Mexico. *Land Use Policy* 26, 393-400.
- Bartra, A., 2002. Virtudes económicas sociales y ambientales del café certificado. CEPCO, México DF, México.
http://www.wto.org%2Fspanish%2Fforums_s%2Fngo_s%2Fccc_cepco_sum_s.doc&ei=YjIHUMLiMcbF2QWSi-AG&usg=AFQjCNGyRtYnb-QEQ-kxAbQS_JRrzKnIFA&cad=rja
- Bray, D.B., Merino-Perez, L., Barry, D., 2005. *The community forests of Mexico*. University of Texas Press, Texas, EEUU.
- Bridgewater, S.G.M., Pickles, P., Garwood, N.C., Penn, M., Bateman, R.M., Morgan, H.P., Wicks, N., Bol, N., 2006. Chamaedorea (Xate) in the greater Maya mountains and the Chiquibul Forest Reserve, Belize: an economic assessment of a non-timber forest product. *Economic Botany* 60, 265–283.
- CEPCO, 2007. Análisis del mercado de café.
<http://www.cepco.org.mx/analisis.htm>
- CONAFOR, 2009. Reglas de operación PROÁRBOL 2009.
- CONANP, 2003. Diagnóstico Social y estrategia de Participación Social en la Reserva de la Biosfera La Sepultura. Tuxtla Gutiérrez, México.
- Castro Hernández, J., Hernández Jonapá, R., Náñez Jiménez, S., Rodríguez Alcázar, S., Tejeda Cruz, C., Vázquez Vázquez, A., Batchelder, K., Maldonado Fonseca, A., 2003. Community-based Conservation: Participatory Conservation in Buffer Zone Communities in the Natural Protected Areas of Mexico, Chiapas. The Nature Conservancy, Arlington, EEUU.

- Current, D., 2002. In Search of a Sustainable Palm Market in North America, Horticulture. Commission for Environmental Cooperation of North America. Montreal, Canada. http://www.cec.org/Storage/48/4066_PALM-09-02-e.pdf.
- Dahringer, G., 2010. Fortalecimiento de la Capacidad de la Organización Regional de Palma Camedor de la Sierra Madre de Chiapas para mejorar el acceso a mercados nacionales e internacionales. Informe y productos finales. San Cristóbal de las Casas, México.
- Endress, B. a., Gorchov, D.L., Berry, E.J., 2006. Sustainability of a non-timber forest product: Effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. *Forest Ecology and Management* 234, 181-191.
- Geissert Kientz, D., Pérez Portilla, E., 2006. Zonificación agroecológica de sistemas agroforestales: el caso café (*Coffea arabica* L.)-palma camedor (*Chamaedorea elegans* Mart.). *Interciencia* 31, 556–562.
- González-Espinosa, M., 2005. Forest use and conservation implications of the Zapatista rebellion in Chiapas, Mexico. *Forests and Conflicts. ETFRN News* 43/44, 74-76.
- Homma, A.K.O., 1992. The dynamics of extraction in Amazonia: a historical perspective., in: Nepstad, D.C., Schwartzman, S. (Eds.), *Non-timber Products from Tropical Forests: Evaluation of a Conservation and Development Strategy*. New York Botanical Garden, Nueva York, EEUU, pp. 23-32.
- ICO, 2008. Total production of exporting countries. International Coffee Organization. <http://www.ico.org/prices/po.htm>
- IDESMAC, SEMARNAT, INE, IHN, REBISE, 1999. *Cultura forestal para la prevención de incendios forestales en la Reserva de la Biosfera La Sepultura*, Tuxtla Gutiérrez, México.
- INE, 1999. Programa de manejo Reserva de la Biosfera La Sepultura, México. Instituto Nacional de Ecología, Tuxtla Gutiérrez, México.
- INEGI, 2007. IX Censo ejidal. http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/Agro/ca2007/Resultados_Ejidal/default.aspx
- INEGI, 2010. Censo de Población y vivienda 2010. <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/Default.aspx>
- March, I., Flamenco, A., 1996. Evaluación rápida de la deforestación en las áreas naturales protegidas de Chiapas (1970-1993). San Cristóbal de las Casas, Mexico.

- Moguel, P., Toledo, V.M., 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 3, 11-21.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J., Braña, J., 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65, 725-736.
- Ortiz, L., 2007. Migraciones indígenas a las ciudades de México y Tijuana. *Papeles de Población* 13, 183-209.
- PNUD, 2007. Informe sobre Desarrollo Humano México 2006-07. Ediciones Mundi Prensa, México D.F., México.
- Paletto, A., Ferretti, F., De Meo, I., 2011. The role of social networks in forest landscape planning. *Forest Policy and Economics* 15, 132-139.
- Pérez-Nieto, J., Valdes-Velarde, E., Hernandez-San Roman, M.E., Ordaz-Chaparro, V., 2005. Rain, runoff and soil erosion in shaded coffee agroforestry systems. *Agrociencia* 39, 409-418.
- SAGARPA, 2006. Producción agrícola de cíclicos y perennes. <http://www.siap.sagarpa.gob.mx>
- SAGARPA, 2008. Producción agrícola de cíclicos y perennes del estado de Chiapas. <http://www.siap.sagarpa.gob.mx>
- SEMARNAT, 2006. Atlas Geográfico del medio ambiente y recursos naturales. http://infoteca.semarnat.gob.mx/metadataexplorer/data/atlas/atlas_geografico.zip
- de los Santos, J., López Paniagua, J., González, A., 2004. Informe del mercado de la Palma Camedor. Inédito.
- Sullivan, T., Kosidowski, K., 2010. Operational and Promotional Strategy for Sustainable Growth of the Eco-Palm Project. Pronatura Sur and CINRAM, San Cristóbal de las Casas, México.
- Talbot, J.M., 1997. Where does your coffee dollar go?: The division of income and surplus along the coffee commodity chain. *Studies in Comparative International Development* 32, 56-91.

BLOQUE II

RESULTADOS



Capítulo 4 La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable

Driss Ezzine de Blas. Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, Montpellier, Francia.

Luis Rico. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Manuel Ruiz Pérez. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Virginie Maris. Centre d'Ecologie Fonctionnelle & Evolutive. Centre National de la Recherche Scientifique. Montpellier, Francia.

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

Palabras clave: Pagos por Servicios Ambientales, biodiversidad, desarrollo rural, conservación, adicionalidad, condicionalidad.

Artículo Publicado: Revista Española de Estudios Agrarios y Pesqueros (2010) 228, 139-162.

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

DRISS EZZINE DE BLAS (*)

LUIS RICO (**)

MANUEL RUIZ PÉREZ (**)

VIRGINIE MARIS (***)

1. INTRODUCCIÓN

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

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

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

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

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

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

Recibido junio 2009. Revisión final aceptada

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

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

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

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

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

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

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

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

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

(3) Traducción propia.

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

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

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

2. METODOLOGÍA Y CASOS DE ESTUDIO

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

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

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

América Latina

Bolivia - Los Negros:

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

Colombia – Río La Vieja:

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

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

Colombia – Salvajina:

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

Costa Rica – PSA biodiversidad:

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

Ecuador – GTZ/CI Chachis:

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

África

Sudáfrica – Parque Nacional de Richtersveld:

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

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

Kenia – Kitengela:

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

Madagascar – Proyecto Menabe:

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

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

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

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

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

Asia

Camboya – PSA biodiversidad:

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

Cuadro 1

CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE LOS PSA ANALIZADOS

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

Cuadro 1 (Continuación)

CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE LOS PSA ANALIZADOS

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

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

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

3. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

3.1. Características y contextos de implementación

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Cuadro 2
IMPACTO DE LOS ESQUEMAS PSA BIODIVERSIDAD ESTUDIADOS EN LA CONSECUENCIA DE OBJETIVOS DE DESARROLLO RURAL Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

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

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

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

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

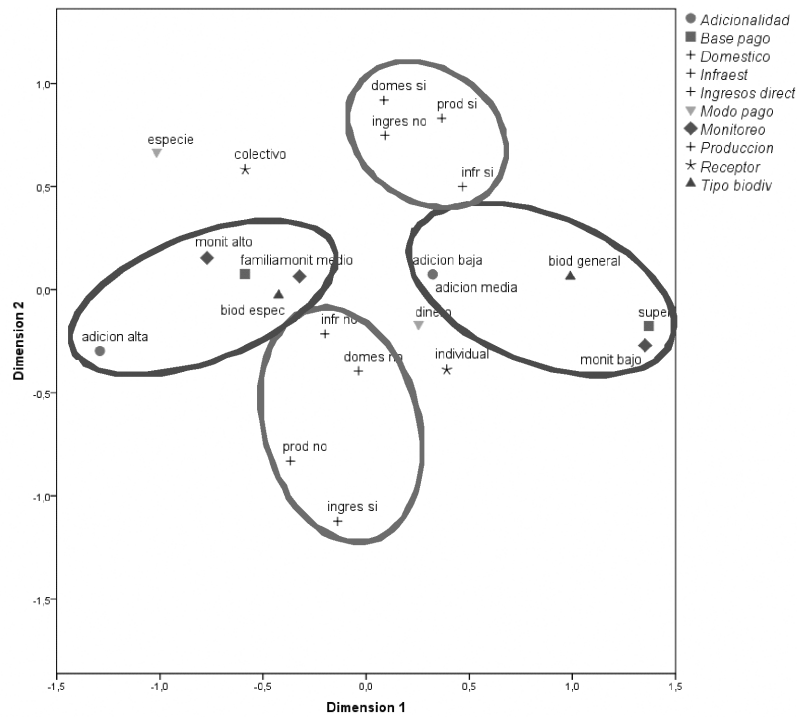
El cuadro 2 ha sido codificada añadiéndole la columna sobre tipo de biodiversidad del cuadro 1, a fin de analizar las relaciones entre las variables que conforman las modalidades de pago. La figura 1 muestra esta relación en el espacio definido por las primeras dimensiones del Análisis de Componentes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

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

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

Figura 1

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



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

4. CONCLUSIONES: ÉXITOS Y LIMITACIONES DE LOS PSA BIODIVERSIDAD

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

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

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

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

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

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

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

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

BIBLIOGRAFÍA

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

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

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

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

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

RESUMEN

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

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

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

SUMMARY

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

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

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

Capítulo 5 Análisis de Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo en la Reserva de La Biosfera La Sepultura, Chiapas, México

Sara Barrasa García. Centro de Geografía Humana, Colegio de Michoacán, La Piedad, México.

Luis Rico García-Amado. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Manuel Ruíz Pérez. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Felipe Reyes Escutia. Escuela de Biología. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

Hasta la fecha, hay pocas evidencias empíricas de que los Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo (PICD) hayan funcionado, de ahí que para este trabajo se eligiera la Reserva de la Biosfera de la Sepultura en Chiapas, en el que los resultados conseguidos en ambos objetivos han sido en algunas ocasiones exitosos. El objetivo del trabajo ha sido analizar el Programa de conservación para el desarrollo sostenible (PROCOCODES), que funcionan a modo de PICD, observando la distribución de sus fondos en las diferentes comunidades y el efecto que éstos tienen en la forma de percibir la conservación. El Programa invirtió en el periodo 2006-2011 más de un millón de pesos repartidos entre más de 3.000 personas. La mayor inversión se hizo en las comunidades mejor conservadas, en proyectos de producción de café y aprovechamiento forestal, principalmente. Del análisis de los resultados, se identifica el cultivo del café y el aprovechamiento forestal como las estrategias que favorecen la integración de conservación y el desarrollo. Para analizar la actitud de la población ante la conservación se hicieron 731 encuestas en 11 ejidos de la Reserva. Se realizó un análisis jerárquico de conglomerados (en función de la actividad productiva, las respuestas acerca de los beneficios de la conservación presente y futura) del que resultaron tres grupos: a) campesinos dedicados al cultivo de maíz, frijol y ganadería, dependiente del Pago por Servicios Ambientales (PSA), con tendencia a conservar en el futuro si se mantienen los pagos; b) campesinos con cultivo de café y extracción de palma, que alegan a la conciencia para continuar la conservación; c) un grupo no ligado a ninguna actividad específica.

Palabras clave: Conservación, Desarrollo, Reserva de la Biosfera, Chiapas.

Comunicación oral aceptada: XVI Congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación. Panamá (Panamá). Septiembre 2012.

Introducción

La rápida modificación de los paisajes naturales, el implacable deterioro de los ecosistemas y la pérdida acelerada de la diversidad biológica son los fundamentos principales de la creación de áreas naturales protegidas en todo el mundo. En los Objetivos de Desarrollo del Milenio y en el Convenio de Diversidad Biológica se establece como objetivo mundial la protección del 10% de los ecosistemas terrestres para el 2010 y del 10% de los ecosistemas marinos para el 2012 (EUROPARC, 2009). En la actualidad existen aproximadamente 114.000 Áreas Naturales Protegidas (ANP) con una cobertura de más de 19 millones de km², correspondiendo a un 12,9% de la superficie terrestre (UNEP-WCMC, 2008), habiéndose alcanzado el objetivo marcado, al menos en número, aunque la protección real no es igual en todos los casos. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) define área protegida como “un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados” (Dudley, 2008). Estas ANP se encuentran representadas en una gran variedad de categorías, que responden a las diferentes estrategias de conservación, y abarcan desde la prohibición total de las actividades humanas, a la gestión sustentable de recursos por parte de comunidades locales (Rico, 2008).

En muchos casos, especialmente en las regiones tropicales, tanto en las áreas protegidas como en sus alrededores, vive población en situación de pobreza (Sachs, 2005). La necesidad de combinar la lucha contra la pobreza y la conservación de los ecosistemas forestales es por lo tanto uno de los principales retos de la actualidad, como se recoge en los Objetivos del Milenio definidos en el seno de Naciones Unidas para cumplir en 2015. Para lograr esta meta surgió del concepto de desarrollo sostenible, la creación de las categorías V y VI de ANPs de la UICN y las Reservas de la Biosfera. Estas últimas forman parte del Programa MaB “Man and Biosphere” de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura

(UNESCO) que trata de conservar ecosistemas y hábitats, junto con los valores culturales y los sistemas tradicionales de gestión de recursos naturales asociados a ellos. Las Reservas de la Biosfera suelen tener una gran extensión, con una parte natural en buen estado de conservación y parte con gestión sostenible de los recursos, teniendo como objetivo principal el uso no industrial y de bajo nivel de los recursos naturales, compatible con la conservación de la naturaleza. Esta categoría estaría dentro de las estrategias de conservación con mecanismos bottom-up con una activa participación de comunidades locales, las cuales interactúan con el medio (McNeely, 1995; Philips, 2003).

En paralelo a las Reservas de la Biosfera y para lograr llevar a cabo un manejo sostenible de los recursos naturales, desde los años 70 del siglo pasado se teorizó sobre los Proyectos de Integración de Conservación y Desarrollo (PICD). Éstos han sido implementados en multitud de ANPs, aunque hasta el momento han tenido poco éxito en la práctica (Garnett et al., 2007; Sunderland et al. 2008). El fracaso de los PICDs ha suscitado un fuerte debate en la literatura científica sobre la posibilidad de gestionar de manera sustentable los recursos naturales (Adams et al., 2004). Aún así, la situación de pobreza en la que se encuentra gran parte de la población, junto con el progresivo deterioro de los ecosistemas requiere que se sigan investigando en la posibilidad de compatibilizar conservación y desarrollo.

México es un país tropical en el que convergen áreas naturales protegidas con población en situación de pobreza. La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) administra 174 ANP's con un total de 25.384.818 hectáreas como parte de la Estrategia de Conservación en México (CONANP, 2011). México tiene varias ANPs, que se clasifican en las siguientes categorías: Reservas de la Biosfera (41/ 1.2652.787 Ha), Parques Nacionales (67/ 1.482.489 Ha), Monumentos Naturales (5/ 16.268 Ha), Áreas de Protección de Recursos Naturales (8/ 4.440.078 Ha), Áreas de Protección de Flora y Fauna (35/ 6.646.942 Ha) y Santuarios (18/ 146.254 Ha). Las Reservas de Biosfera ocupan por tanto un área considerable y han sido evaluadas como las más eficientes para llevar a cabo la conservación (Figuroa y Sánchez Cordero, 2008). La CONANP las define como "áreas representativas de uno o

más ecosistemas no alterados por la acción del ser humano o que requieran ser preservados y restaurados, en las cuales habitan especies representativas de la biodiversidad nacional, incluyendo a las consideradas endémicas, amenazadas o en peligro de extinción” (CONANP, 2009). En todas las Reservas de la Biosfera mexicanas la CONANP administra el Programa de conservación para el desarrollo sostenible (PROCOCODES), el cual funciona como un PICD.

Objetivo y Área de Estudio

El objetivo del trabajo consistió en analizar los proyectos PICD realizados en una Reserva de la Biosfera, concretamente su ejecución y la percepción de la población local. Para la primera parte se observó la distribución de los fondos de los proyectos según actividad y estado ambiental de las comunidades, mientras que para la segunda se investigó la percepción de los programas de conservación según las actividades productivas llevadas a cabo. Concretamente se llevó a cabo el estudio en la Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE) en Chiapas, México, donde hay casos de PICD exitosos y bien consolidados, mientras que otros que no lo han sido tanto, así como PSA.

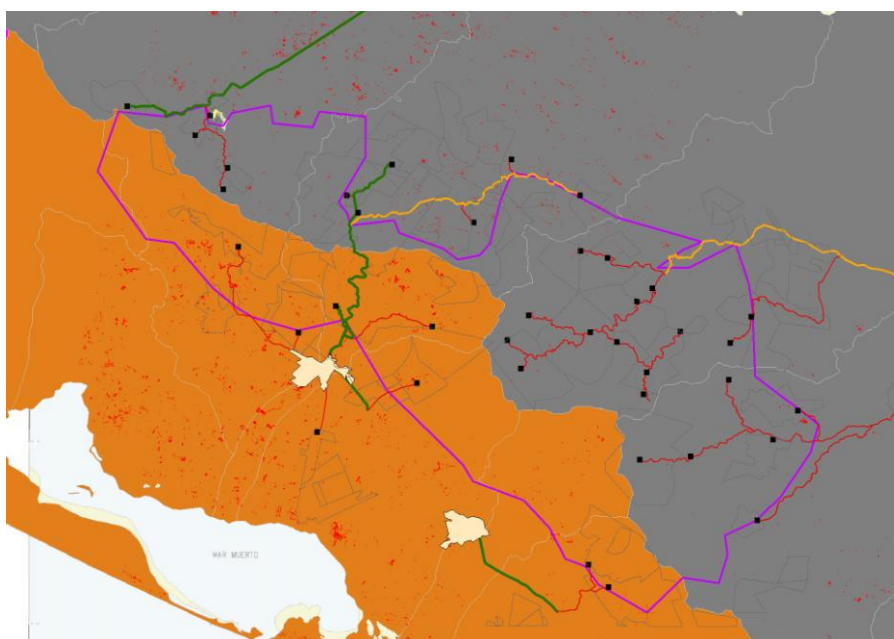


Figura 1: Mapa de comunidades de La Sepultura según región hidrográfica. Fuente: Elaboración propia a partir de información de INEGI

La REBISE (Figura 1) se encuentra en noroeste del estado de Chiapas en la Sierra Madre Oriental. Creada en 1995 con 176.309 ha, contiene una variedad de ecosistemas, lo que se traduce en una variedad de actividades productivas principalmente el café, el aprovechamiento forestal (en las zonas altas de la Reserva), la ganadería, el maíz y el frijol (en las zonas medias y bajas de la Reserva). Estas actividades combinan en distinto grado la venta de bienes y servicios con el uso para autoabastecimiento del bosque. Se trata, por lo tanto de un lugar paradigmático donde estudiar los efectos de la conjunción entre políticas de conservación y desarrollo.

Materiales y métodos

El estudio se realizó a partir de 2 matrices, una en la que figuraban 43 comunidades de la REBISE y una segunda resultante de 731 encuestas en 11 comunidades del área.

En la matriz de comunidades figuraban datos geográficos, poblacionales y ambientales, así como los relacionados con el programa PROCODES. Personal de la CONANP que trabaja en el área de estudio, evaluó el estado ambiental de cada comunidad en 3 categorías: alto, medio y bajo. Los datos de PROCODES para la REBISE se obtuvieron de las evaluaciones anuales del programa, disponibles online.

La matriz de encuestas se basó en un cuestionario en el que se recogió información a nivel de hogar sobre los medios de producción, el aprovechamiento forestal y las percepciones de la población acerca los programas de conservación. Para ello se realizaron dos preguntas: ¿Se obtienen beneficios de la conservación? ¿Se seguirá conservando en el futuro? Para la posterior categorización de las razones expresadas.

El tratamiento estadístico de los datos se realizó utilizando diferentes tipos de software estadístico (SPSS v.17.0). Se utilizaron técnicas de análisis descriptivas, de distribución, de frecuencias, de regresión, multivariantes, categorizaciones y diversas pruebas paramétricas y no paramétricas.

Resultados y discusión

Distribución de los fondos PROCODES

El programa distribuyó entre 2006 y 2011, 10.946.580 de pesos mexicanos (aproximadamente 875.525 dólares) y participaron algo más de 3.000 personas. En la evaluación realizada por el personal de la CONANP sobre el estado ambiental de cada comunidad se obtuvieron los siguientes resultados para las 3 categorías de estado de conservación: 13 comunidades en un estado alto de conservación, 21 comunidades en estado de conservación medio y 9 comunidades con un nivel bajo de conservación.

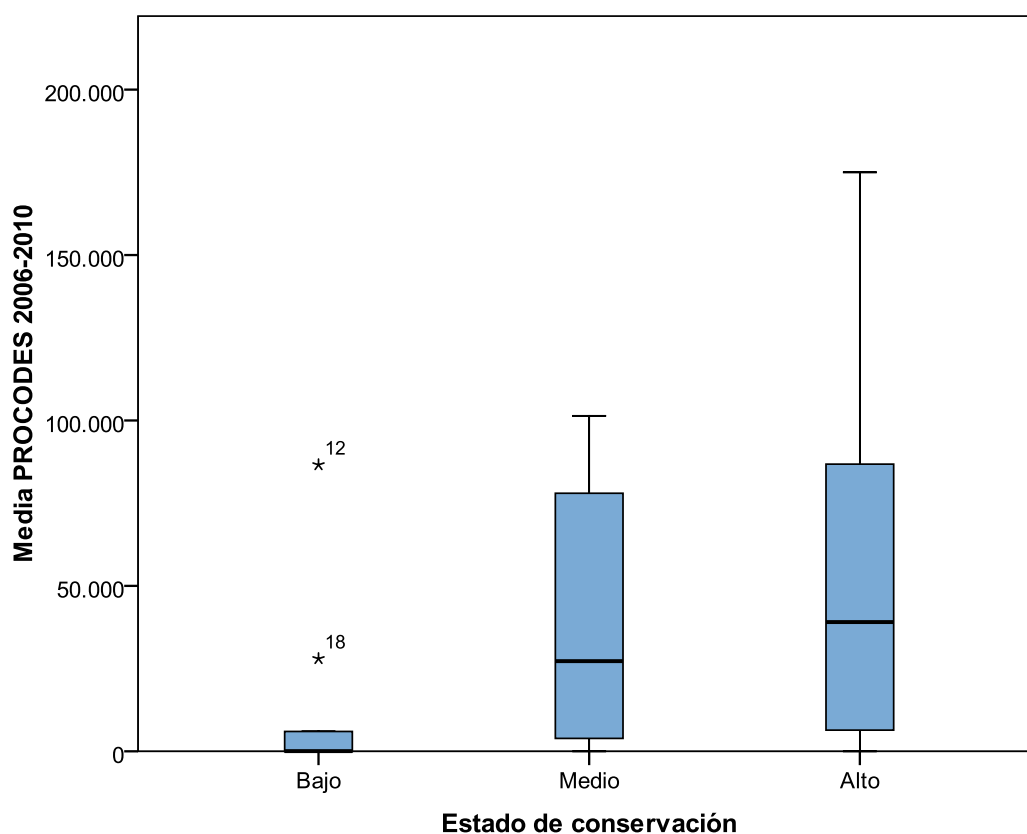


Figura 2. Media de asignación de proyectos PROCODES ente 2006 y 2011 según categoría ambiental.

La figura 2 muestra la media de pesos mexicanos invertidos en cada comunidad según categoría ambiental. Se observa que las comunidades con mejor estado de conservación han obtenido más fondos a través de

PROCODES, aunque también hay un monto importante destinado a las comunidades con estados intermedios de conservación. El esfuerzo de conservación por lo tanto se está dedicando a aquellas zonas mejor conservadas. De esta manera se refuerzan las comunidades con mejor estado de conservación, que son las que albergan más biodiversidad, asegurándose que no se deterioran. Pero también supone abandonar las zonas con más degradadas, aumentando la polaridad entre zonas.

La figura 3 muestra las cantidades destinadas a las comunidades según el estado de conservación y el tipo de proyecto. En aquellas con estado de conservación alto, el café y el aprovechamiento forestal son las actividades que absorben el mayor número de proyectos; en la categoría media, el aprovechamiento forestal y el café pierden importancia en detrimento de proyectos sobre el control y manejo del fuego; mientras que en la categoría de estado de conservación más bajo desaparece el café y el aprovechamiento forestal queda relegado a cifras testimoniales. La ganadería está poco presente en la categoría alta de conservación, cobrando más importancia en la media y en la baja, y el ecoturismo sólo está presente en la categoría alta. Las actividades de desarrollo comunitario, aparecen en las 2 categorías superiores, pero con poco peso respecto a otro tipo de proyectos.

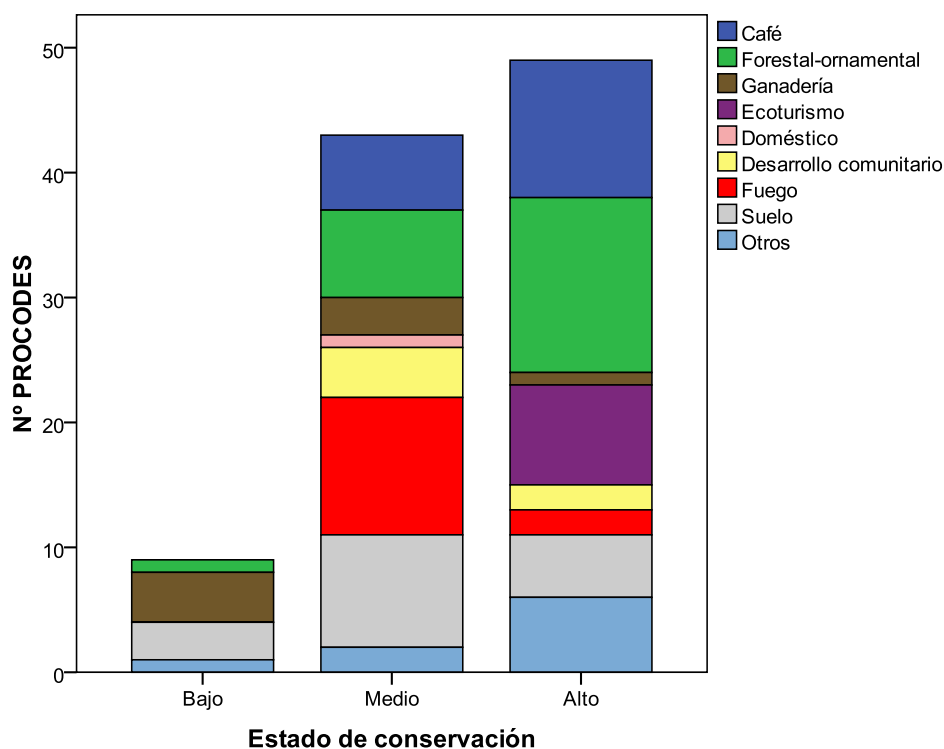


Figura 3. Número y tipo de proyectos PROCODES entre 2006 y 2011 según la categoría ambiental.

El café y el aprovechamiento forestal son las principales actividades receptoras de los fondos PROCODES. Estas actividades no conllevan prácticamente ninguna deforestación ni entradas de productos agroquímicos, por lo que se consideran actividades de conservación (Moguel y Toledo, 1999). A su vez, son productos con buena acogida en mercados especializados, como el orgánico y el de comercio justo. De esta manera las comunidades con café y aprovechamiento forestal tienen mayores posibilidades de integrar la conservación y el desarrollo como se puede observar en la figura 4, que ilustra la presencia de estas dos actividades en las comunidades según la categoría ambiental. El café, y sobretodo el aprovechamiento forestal, son las que tienen una mayor presencia en las comunidades con mejor estado de conservación.

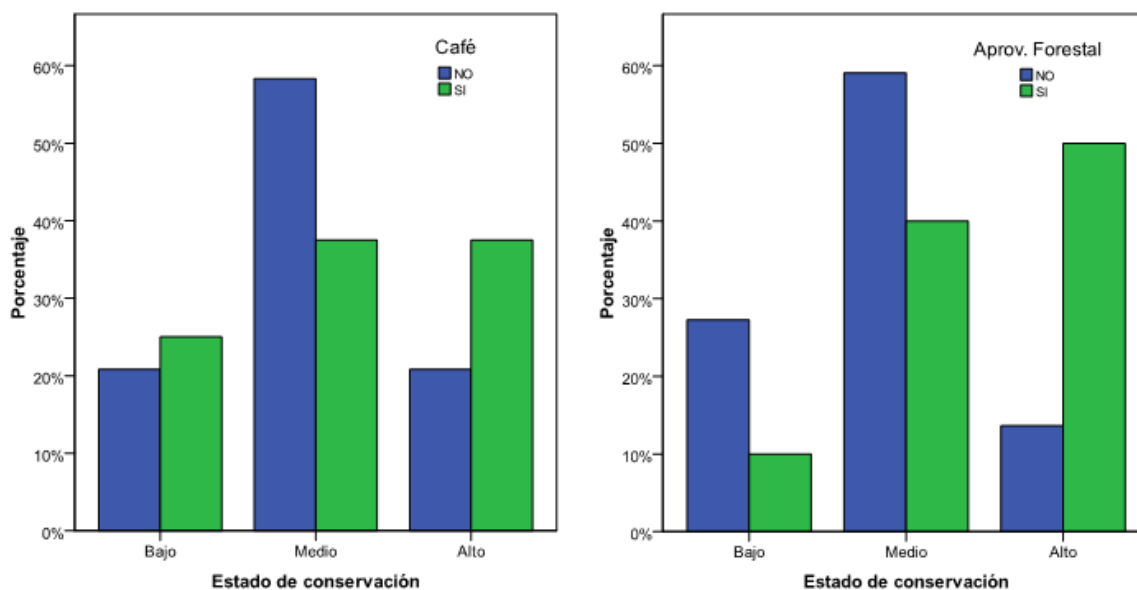


Figura 4. Presencia de café y aprovechamiento forestal según categoría ambiental.

De igual manera que los fondos PROCODES se reparten fundamentalmente en las zonas con mejor estado de conservación, las actividades con menor impacto son las que absorben la mayoría de los fondos. Con ello se refuerzan las actividades con menor impacto, asegurando su perpetuidad. Sin embargo, esto puede suponer problemas para las comunidades sin opciones a plantar estos cultivos. Estas son zonas donde se ha deforestado desde hace décadas y cuyos usos son principalmente ganaderos y agrícolas, actividades con un mayor impacto ambiental y cuyas opciones de conservación son menores, puesto que son productos más difíciles de integrar dentro de mercados especializados. Estas comunidades también reciben fondos de PROCODES, aunque en menor cantidad, pues la CONANP ha optado por fortalecer los proyectos que tienen mayor probabilidad de funcionar.

Actitud de los habitantes ante la conservación

Dado que el tipo de actividad productiva incide en la posibilidad de integrar conservación y desarrollo y en el destino de los fondos de proyectos PICD se disgregaron las respuestas de la encuesta acerca de los beneficios de

la conservación y de la disposición a la conservación en el futuro según las diferentes actividades productivas (fig. 5). Se realizó un análisis jerárquico de conglomerados, del que se obtuvieron tres grupos. El primero se caracteriza por contener a los ganaderos junto a los productores de maíz, frijol; el segundo contiene a aquellos que se dedican al cultivo de café y a la recolección/cultivo de palma (un producto forestal), mientras que el tercero, no está ligado a ninguna actividad concreta.

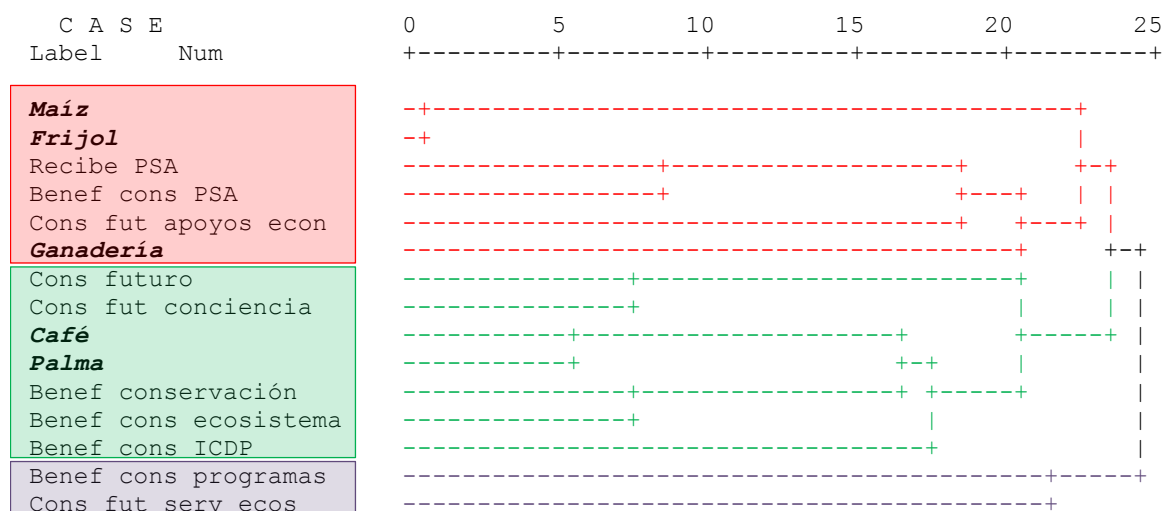


Figura 5. Cladograma del análisis jerárquico según actividad productiva y respuestas acerca de los beneficios de la conservación y de la conservación en el futuro. Benef cons=Beneficios de la conservación; Cons fut= Conservación en el futuro.

El primer grupo, dado que reciben menos fondos PICD y tienen mayores dificultades para integrar conservación y desarrollo, confía en los apoyos económicos directos, como los PSA (Benef cons PSA), que son considerados como el principal beneficio de la conservación. Éstos adquieren un papel importante como pago para la conservación, de forma que la conservación a futuro va a depender de la continuidad de los apoyos económicos.

En el segundo grupo, se aprecia una mayor importancia en cuestión de la conciencia ambiental en relación a la importancia de la conservación. Este grupo, principalmente formados por palmeros y cafetaleros, dependen de la conservación para sus ingresos, puesto que están integrados en mercados especializados. Los PICDs (Benef cons ICDP) pasan a ser los principales beneficios de la conservación, junto con los servicios ecosistémicos (Benef

cons ecosistema). La conciencia para la conservación se favorece cuando las actividades productivas ligadas a la conservación producen ingresos suficientes (Rico García-Amado, 2011). En este caso los PICD no sólo tienen más opciones de funcionar, sino de reforzar la conservación por razones intrínsecas

Conclusiones

Cuando los fondos de un programa, como es el caso de PROCODES, son limitados siempre existe un dilema de cómo repartir mejor la inversión. Como se ha visto en el estudio, en la REBISE hay mayor inversión de PICDs en las actividades que se ha demostrado tienen más éxito: el café y el aprovechamiento forestal, que se da en las zonas mejor conservadas, reforzando estos proyectos, pero dejando de lado zonas con menos posibilidad de integrar conservación y desarrollo.

Las condiciones naturales (como la altura) condicionan llevar a cabo actividades compatibles con la conservación, la posibilidad de éxito de los PICD y la percepción ante los programas de conservación. Así, los productores de café y palma, valoran los PICD como el principal beneficio de la conservación. Sin embargo, entre ganaderos, y productores de maíz y frijol, los PSA ocupan esta posición.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los responsables de la Reserva de la Biosfera La Sepultura de la CONANP y a los habitantes de La Sepultura el apoyo brindado, así como a los estudiantes de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas que apoyaron en el trabajo de campo. El trabajo ha sido financiado por la AECID (proyecto D/021759/08).

Referencias

Adams, W.M., Aveling, R., Brockington, D., Dickson, B., Elliott, J., Hutton, J., Roe, D., Vira, B., Wolmer, W., 2004. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science* 306, 1146-1149.

Castro Hernández, J., Hernández Jonapá, R., Náñez Jiménez, S., Rodríguez Alcázar, S., Tejeda Cruz, C., Vázquez Vázquez, A., Batchelder, K., Maldonado Fonseca, A., 2003. Community-based Conservation: Participatory Conservation in Buffer Zone Communities in the Natural Protected Areas of Mexico, Chiapas. The Nature Conservancy, Arlington, VA, USA.

CONANP-SEMARNAT, 2011 "Lineamientos internos para la ejecución del PROCODES. Ejercicio fiscal 2011". Documento público CONANP.

Dudley, N. (Ed.), 2008. Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. UICN, Gland, Suiza.

EUROPARC-España, 2010. Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2009. Ed. FUNGOBE., Madrid.

Figuroa, F., Sánchez-Cordero, V., 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation* 17, 3223-3240.

Garnett, S., Sayer, J., du Toit, J., 2007. Improving the effectiveness of interventions to balance conservation & development: A conceptual framework. *Ecology and Society* 12, 2.

INEGI, 2010. CENSO DE POBLACIÓN Y VIVIENDA

INE-SEMARNAT, 1999. Programa de Manejo de la Reserva de Biosfera La Sepultura. Ed. INE-SEMARNAT, México.

McNeely, J.A., 1995. *Expanding partnerships in conservation*. Island Press, Washington DC, USA.

Moguel, P., Toledo, V.M., 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 3, 11-21.

Philips, A., 2003. Turning ideas on their head. *George Wright Forum* 20, 8-32.

Rico García-Amado, L. 2008. "Buscando caminos. Análisis de un proyecto de integración de conservación y desarrollo en la Reserva de la Biosfera de La Sepultura Chiapas, México". Diploma de Estudios Avanzados, Programa de Ecología y Medio Ambiente, UAM, Madrid, sin publicar.

Rico García-Amado, L., Ruiz-Pérez, M., Reyes Escutia, F., Barrasa García, S., Contreras Mejía, E., 2011. Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. *Ecological Economics* 70, 2361–2368.

Sachs, J.D., 2005. Can extreme poverty be eliminated? *Scientific American* 293, 56-65.

Sandker, M., Campbell, B.M., Nzoo, Z., Sunderland, T., Amougou, V., Defo, L., Sayer, J., 2009. Exploring the effectiveness of integrated conservation and development interventions in a Central African forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 18, 2875-2892.

Sunderland, T., Ehringhaus, C., Campbell, B.M., 2008. Conservation and development in tropical forest landscapes: a time to face the trade-offs?

Environmental Conservation 34, 276-279.

UNEP-WCMC, 2008. edited by Chape S.. Spalding M.. Jenkins M.D. The World's Protected Areas. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.

Capítulo 6 Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico

Luis Rico García-Amado. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Manuel Ruíz Pérez. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Felipe Reyes Escutia. Escuela de Biología. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, México.

Sara Barrasa García. Centro de Geografía Humana, Colegio de Michoacán, La Piedad, México.

Elsa Contreras Mejía. Escuela de Biología. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Payments for Environmental Services (PES) have been claimed as a more efficient way of accomplishing conservation and development goals than other indirect strategies, reaching their optimum when the buyer pays the opportunity costs of the foregone benefits. Different inefficient situations have been described, like lack of additionality, where payments are given for practices that would have been adopted anyway. Tradeoffs between efficiency and equity of PES have usually emerged as well. In this paper we assess the equity, additionality and stakeholders' perceptions of a PES scheme in a Mexican community inside a Biosphere Reserve. We applied structured interviews to all adults, a total of 66 people from 31 households. Our results show a dual response in equity and additionality, depending on land tenure. PES have an egalitarian effect within landowners and landless groups, but it broadens the gap between them. Additionality is low for landowners and high for the landless people in the community, even though the former are the ones with full decision over the land. Although the scheme does not seem efficient under the classical PES paradigm, it is perceived as a reward, reinforcing conservation attitudes even though most of the interviewees claim it to be insufficient.

Palabras clave: Payments for Environmental Services, Equity, Additionality, Ejido, Mexico.

Artículo Publicado: Ecological Economics 70 (2011) 2361–2368



Analysis

Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico

Luis Rico García-Amado ^{a,*}, Manuel Ruiz Pérez ^a, Felipe Reyes Escutia ^b,
Sara Barrasa García ^c, Elsa Contreras Mejía ^b

^a Department of Ecology, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid 28049, Spain

^b Environmental Education and Sustainability Laboratory, Escuela de Biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Edificio 2 de Ciudad Universitaria, Libramiento Norte Poniente s/n, Colonia Lajas Maciel, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, Mexico

^c Human Geography Studies Centre, Colegio de Michoacán, Cerro de Nahuatzen 85, Fracc. Jardines del Cerro Grande, C.P. 59370, La Piedad, Michoacán, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:

Received 10 September 2010

Received in revised form 11 July 2011

Accepted 13 July 2011

Available online 20 August 2011

Keywords:

Payments for Environmental Services

Equity

Additionality

Ejido

Mexico

ABSTRACT

Payments for Environmental Services (PES) have been claimed as a more efficient way of accomplishing conservation and development goals than other indirect strategies, reaching their optimum when the buyer pays the opportunity costs of the foregone benefits. Different inefficient situations have been described, like lack of additionality, where payments are given for practices that would have been adopted anyway. Trade-offs between efficiency and equity of PES have usually emerged as well. In this paper we assess the equity, additionality and stakeholders' perceptions of a PES scheme in a Mexican community inside a Biosphere Reserve. We applied structured interviews to all adults, a total of 66 people from 31 households. Our results show a dual response in equity and additionality, depending on land tenure. PES have an egalitarian effect within landowners and landless groups, but it broadens the gap between them. Additionality is low for landowners and high for the landless people in the community, even though the former are the ones with full decision over the land. Although the scheme does not seem efficient under the classical PES paradigm, it is perceived as a reward, reinforcing conservation attitudes even though most of the interviewees claim it to be insufficient.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Trying to achieve conservation and development in rural remote poor areas in developing countries has been one of conservationist's major concerns (Redford et al., 2008; Sunderland et al., 2008). Among the new alternative strategies to achieve this goal, measures like direct Payments for Environmental Services (PES) have gained support (Chichilnisky and Heal, 1998; Jenkins et al., 2004; Powell et al., 2005; Wunder, 2005). PES have been claimed as a more efficient way of reaching conservation and development goals than indirect strategies like Integrated Conservation and Development Projects (ICDPs) (Engel et al., 2008; Wunder, 2006).

PES schemes were designed in the framework of the Environmental Services (ES) approach (Daily, 1997; De Groot et al., 2002; MEA, 2005), as a way to create markets to cope with the lack of exchange value that environmental services had in a market economy (Bayon, 2004; Gómez-Baggethun et al., 2010; Pagiola et al., 2002; Pearce, 1992). The rationale for PES schemes can be based on two comple-

mentary arguments: foregone benefits and proactive conservation activities (Engel et al., 2008; Wunder, 2005). The first one refers to the income the compensated owners could have obtained by making an unsustainable use of their territory that would have degraded environmental services. The latter are payments for actions required in order to maintain a steady flow of one or more environmental services. It was expected that paying for environmental services would encourage rural communities to conserve as they would at least receive the foregone benefits from the beneficiaries of the service. It is therefore a mechanism to internalise what otherwise would be a market externality (Pagiola and Platais, 2007).

PES have been defined as a voluntary transaction between at least one environmental service buyer and at least one environmental service provider where a well defined the environmental service is paid only if the provider consistently provides the defined ES over time (Wunder, 2005). This latter point is referred as conditionality. In practical terms, PES has unfolded as a broader concept applied to a variety of situations (Farley and Constanza, 2010; Sommerville et al., 2010). Hence, Wunder's definition has been questioned for not adjusting to the wide range of "real life" existing PES schemes (Muradian et al., 2010) and because the conditions for the ES provision are more based on socially constructed ideas than in scientific knowledge (Kaimowitz, 2004; Kosoy et al., 2007).

* Corresponding author at: c. Darwin, 2, Edificio de Biología, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid 28049, Spain. Tel.: +34 914978266; fax: +34 91497800.

E-mail addresses: luis.rico@uam.es (L. Rico), manuel.ruiz@uam.es (M. Ruiz), felipe.reyes@unicach.mx (F. Reyes), sbarrasa@colmich.edu.mx (S. Barrasa).

The efficiency of PES has been a much discussed issue (Kemkes et al., 2010; Pagiola, 2005; Wunder, 2006). A fundamental condition for PES to be considered efficient is that the buyers – especially if they are the service users – pay the opportunity cost of the foregone benefits (but see Gregersen et al. (2010); Karsenty et al. (2010), who dispute that the opportunity costs reflect the full cost of the service), being otherwise socially inefficient (Engel et al., 2008; Wünscher et al., 2006). Another of these inefficient situations stands for lack of additionality, where payments are given for practices that would have been adopted anyway (Sierra and Russman, 2006). This is considered economically inefficient, especially where funds for PES are limited (Engel et al., 2008). The inefficiency of this situation has been questioned because it might have positive aspects on conservation and development like community's empowerment (Corbera et al., 2007), institutional reinforcement (Kosoy et al., 2008) or act as a reward for good environmental practices (Muradian et al., 2010), strengthening conservation values.

This last point leads to a new debate which argues that PES can replace other non chrematistic forms of valuing ecosystems (Child, 2009; Martin et al., 2008; McAfee, 1999; Redford and Adams, 2009), with the risk of “selling conservation out on nature” (McCauley, 2006). Some authors suggest that PES could attract political support for conservation, but could also result in a commodification of a growing number of environmental services (Gómez-Baggethun et al., 2010; Kosoy and Corbera, 2010; Ledant, 2008).

Trade-offs between different environmental and social goals are also likely to emerge in PES schemes (Kosoy et al. 2007). Among them, a classical efficiency versus equity dilemma has been discussed (Börner et al., 2010; Muradian et al., 2010; Pascual et al., 2010). Although PES, as a fundamentally conservation tool, were not designed as a poverty alleviation strategy (Wunder, 2008), it still has an impact on the poor. The fact that many ES providers live in remote rural areas makes it difficult to deal with PES without taking poverty issues into account. Hence equity and efficiency are inter-dependent and “from a conceptual point of view, should not be tackled in a piecemeal way” (Pascual et al., 2010, pp.1238).

Relationships between PES and poverty are complex. On one hand PES have been frequently used as a poverty alleviation tool, mainly when governments stand as service buyers (Kemkes et al., 2010; Pagiola, 2005; Wunder et al., 2008). But PES have also been questioned because it might negatively affect the poor by increasing poverty gaps among those who have access to land and those who don't (Landell-Mills and Porras, 2002). These arguments have been largely discussed in the literature concluding that PES have frequently benefited well-off landowners (Börner et al., 2010; Corbera et al., 2007; Kaimowitz, 2008; Lee et al., 2007; Zbinden and Lee, 2005), but still having positive effects on the poor (Grieg-Gran et al., 2005; Pagiola, 2005; Wunder, 2006) who are mainly handicapped if property rights are insecure, if there is lack of market information and access, or if PES programmes encourage less labour-intensive practices (Landell-Mills and Porras, 2002; Pagiola, 2005). Corbera et al. (2007) studied the equity in access, decision making and outcomes, finding no equity in all three aspects, especially in protected areas. To avoid these potential shortcomings, pro-poor PES programmes and measures have been proposed, including secure property rights, strengthen capacity for market participation, reducing smallholders' transaction costs and removing inappropriate access restrictions (Grieg-Gran et al. 2005; Landell-Mills 2002; Leimona and Lee 2008; van Noordwijk et al. 2007; Pagiola, 2007).

However, there are very few field-based detailed studies that assess equity and additionality of PES and try to relate these issues with the way they are perceived by local stakeholders (Corbera et al. 2007; Kosoy et al. 2007; Petheram & Campbell 2010; Sommerville et al. 2010). Even though this type of social analysis has increased in recent years, further research is needed to fully understand the political economy behind PES (Petheram and Campbell, 2010).

In this paper we assess the equity, additionality and stakeholders' perceptions of a PES scheme in a Mexican community inside a Biosphere Reserve. Mexican PES have been less studied than other national PES such as that of Costa Rica, offering at the same time the opportunity to analyze a community oriented PES (a tendency that is likely to be reinforced with REDD+). We first introduce PES in Mexico and a description of the study area; in Section 3 we present the methodology; Section 4 contains the results of the three main components of the study; Section 5 discusses these results and explores the way forward; the paper closes with the key conclusions and some recommendations in Section 6.

2. PES in Mexico

Mexico has a very active, forest-focused, PES programme (Corbera et al., 2009; Muñoz-Piña et al., 2008). In most cases the Federal Government acts as the buyer (Muñoz-Piña et al., 2008), but there are some initiatives financed by private actors or NGOs (Rosa et al., 2003), like the community-based Monarch Butterfly Conservation Fund (Honey-Rosés et al., 2009) or the Scolel Té Project in Chiapas, one of the earliest carbon sequestration international programmes in the world (Jong et al., 2000). The first government initiative, a Payment for Hydrological Environmental Services (PSAH in Spanish), was launched as a five years programme in 2003 by the Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, National Forestry Commission). Biodiversity and Carbon Sequestration PES programmes (PSA-CABSA) came afterwards. The PSAH programme started with 200 Mill. MX\$ (18.35 Mill. US\$¹) in 2003 (Muñoz-Piña et al., 2008), reaching 1060.8 Mill. MX\$ (97.3 Mill. US\$) in 2007 (González, 2008). Mexico's PSAH funds come from a federal water fee yearly approved in Congress (Muñoz-Piña et al., 2008). This amount has been insufficient to cover all the applications (Muñoz-Piña et al., 2008), a situation common in most Mesoamerican countries (Kaimowitz, 2008). The same problem happened with PSA-CABSA, the carbon sequestration PES (Corbera et al., 2009).

Hydrological services users are distributed throughout the country, mainly in the cities, but they do not have a direct link with the providers or with the source of water. This, along with the fact that funds depend on Congress approval every year and that there has been a struggle over the allocation of water fees (Muñoz-Piña et al., 2008) made the programme unstable. In order to solve this problem, CONAFOR wanted municipalities to be in charge of PSAH after the first 5 years. This should in theory have allowed the development of local markets where direct users would pay the fees of the water they were using (González, 2008). However this has seldom been the case (Alix-García et al., 2005), forcing CONAFOR to keep funding the programme, and to look for new sources such as Global Environment Facility (GEF) and REDD's funds (CONAFOR 2009a).

Land distribution in Mexico favours a wide allocation of payments, as 52% of the land, and 80% of the forests are held by ejidos (Barnes, 2009). Ejidos were created after the Revolution as a way to give land to poor peasants. They work as communal lands, although the Constitution was changed in 1992 to legalize the privatization of ejidos (Cornelius & Myhre 1998). Ejidos have two types of dwellers: *ejidatarios*, owners of their own plots and the common land, and *pobladores*, who usually own smaller plots of land, but do not have rights to the common land and cannot vote in the assembly.

PES in Mexico, as opposed to standard individual programmes, are given to communities as a whole, who have to voluntarily apply for them, being afterwards distributed among the members according to the assembly's agreements. As a consequence, Mexican PES have been considered pro-poor oriented because most of the payments have

¹ We are using the exchange rate of January 2008 (when the interviews started) of 1 US\$ = 10.9 MX\$. However the exchange rate has changed notably from January 2003 to December 2010.

been allocated to rural poor communities with a high percentage of indigenous people (Kaimowitz 2008; Muñoz-Piña et al. 2008; Pascual et al. 2010) even though Corbera et al. (2007) found no evidence of strong equity in a case study, showing differences in access, project development and outcomes among stakeholders. Recent reviews have also showed that most of the payments seem to have been spent in places with little deforestation risks (Alix-García et al., 2005; González, 2008; Muñoz-Piña et al. 2008), thus having a dubious additionality effect.

Since 2007 the Mexican PES has been incorporated in PROARBOL, a comprehensive programme including other development strategies such as reforestation, commercial plantations, certification or tourism (CONAFOR, 2009b). Starting in 2010, shade coffee and palm plantations are also eligible for receiving PES (CONAFOR, 2010). Overall, the Mexican scheme meets most of Wunder's definition, with some particularities, notably that the National Government is the main buyer and ejidos act as the most important providers. Moreover, conditionality has been documented not to be monitored enough (Honey-Rosés et al., 2009).

2.1. Study area

We chose to study the *Ejido Sierra Morena*, placed in *La Sepultura* Biosphere Reserve (Chiapas, Mexico). The criteria for selecting this ejido were its early inclusion in PES schemes, its long tradition of ICDPs projects, and the willingness to receive our group of researchers. Sierra Morena covers 1750 ha with an altitudinal range between 700 and 1400 masl, the settlement being at 1000 masl. Sierra Morena was established in 1970 when a group of landless peasants from nearby lowlands occupied mountainous public land that was illegally used by a landowner. Early attempts by the new settlers to introduce traditional 'milpa' (beans and corn) systems failed, leading to a new, environmentally more sustainable approach based on shade coffee and the extraction of non-timber forest products (NTFP), notably camedor palm (*Chamaedorea* spp.). Since the creation of the Biosphere Reserve in 1995, the ejido has benefitted from conservation and development projects. Nowadays shade coffee and camedor palm are the main income generating activities in the *ejido* but there is also other NTFP gathering and some farming for self-consumption. The total population is 130 people corresponding to 31 families.

The ejido as a whole is still formally a common property and originally worked collectively. After 1980, and by internal decision of the assembly, the most productive area (340 ha) was allocated individually, with the rest (1410 ha) remaining still as common property. This privatization however has not been formally registered. Currently there are 23 families of ejidatarios and 8 families of pobladores living in Sierra Morena. Pobladores tend to be members of the family that did not inherit the ejidatario title but preferred to remain in the community working small plots of land.

Practically all common land corresponds to natural forests covering the highest and steepest parts of the ejido, being partly included in one of the Biosphere Reserve's core zones. Some degree of NTFP extraction is allowed, but logging and hunting are forbidden. Shade coffee is grown in individual plots between 1000 and 1200 masl. Formerly wild extracted camedor palm has recently shifted to small plots plantations under forest canopy. Corn, beans and some pastureland occupy the lower part of the ejido. Most coffee and palm producers are organised in three organic coffee and one palm cooperatives all of them entirely composed of ejido members. All these activities have been financially and/or technically supported, in a sort of ICDP, mainly by the Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP, National Commission for Natural Protected Areas), who has been working in the area since the beginning of the Reserve in 1995, although CONAFOR offers sporadic collaboration in these initiatives.

The ejido joined PSAH in 2004 having renewed the programme for another 5 years in 2009. Payments are received to compensate for some restrictions (forest clearing, hunting, poaching and habitat alteration), obligations (cattle limitation, surveillance patrolling and holding a workshop on the programme) and recommended activities (like erosion-control terraces). The initial area covered 762 ha of mature forest of the ejido. In 2009 it was partially changed and expanded to 800 ha. According to the deforestation risk map made by the Mexican Instituto Nacional de Ecología (INE, 2010), 68% of this initial area stands for 'very low risk', 19% is under 'low risk' and the remainder 13% are in a 'medium risk' category. The new area has even less risk, with 93% falling under the 'very low risk' category and 7% under 'low risk'. These results match with the very low deforestation risk diagnosed for the ejido by several environmental institutions (IDESMAC et al., 1999).

3. Methods

General information was obtained from bibliographical sources and interviews with key informants (ejido's authorities, original members of the community, guides and representatives of the cooperative groups, and officers from CONANP and CONAFOR). Detailed data about socio-economic conditions, income and subsistence activities, conservation status and threats, and opinions about PES was gathered based on a structured questionnaire administered to all adults (both men and women) amounting to a total of 66 people from the 31 households. One ejidatario (who planted coffee, palm and received PES) refused to be interviewed, resulting in complete data for 30 households. Fieldwork took place between January and March 2008, coinciding with the end of the coffee season, and in January 2010.

Net total income was estimated adding cash income and subsistence production converted to monetary value using shadow prices at farm gate and subtracting expenses in wages and materials. Total and cash income analyses tend to give similar results; given that subsistence activities are marginal (about 12% of total ejido's income), we present here those based on cash income that are more in line with the market approach of PES.

Data analysis (descriptive statistics, regression techniques, multivariate analysis, and diverse parametric and non-parametric tests) was done using SPSS v.17.0. Income inequality was assessed using Gini coefficients for different components of income, including PES.

4. Results

4.1. PES disbursement and distribution

The 762 ha of forest from Sierra Morena included in the PSAH in 2004 meant a yearly payment of 228,600 MX\$ (20,972 US\$) representing 11% of net cash income of the ejido. This amounts to 300 MX\$ per hectare (28 US\$/ha), which is very low compared to the 6289 MX\$/ha (577 US\$/ha) net coffee income and 4685 MX\$/ha (430 US\$/ha) net palm income.

PES allocation inside the community was decided by the assembly. It was distributed among 28 out of 31 households. The three households excluded were pobladores. Two of them did not receive payments because they had recently arrived at the community. The third had been penalised by the community's assembly for complaining about the little money pobladores were receiving from PES.

PES disbursement was allocated based on tenure rights and participation in the pre-established activities (patrolling to control illegal logging and hunting) to which all households receiving PES had to contribute. The allocation for older ejidatarios (the founders of the ejido, who had been holding rights since its establishment) was 9000 MX\$/year (826 US\$/year); that for new ejidatarios 6000 MX\$/year (550 US\$/year). Pobladores, who hold no rights to the ejido's common land, only received the amount corresponding to the surveillance

Table 1
Gini coefficient for different activities.

Income base	Gini coefficient
Total income	0.38
Coffee	0.50
Palm	0.53
PES	0.36
PES ejidatarios	0.19
PES pobladores	0.47

activities, obtaining between 1500 and 2000 MX\$/year (138–183 US\$/year). Due to this difference, PES represent a two points percent increase in the income gap between ejidatarios and pobladores. When including PES, the share of aggregated cash income of the ejido that goes to ejidatarios increases from 89% to 90%, whereas that of pobladores decreases from 11% to 10%.

Table 1 shows the Gini coefficient of net cash income per activity. The Gini value of 0.38 for net income is relatively high for a small rural community, but low compared with the Mexican Gini value of 0.48 (UNDP, 2009). Coffee and palm Gini coefficients are significantly higher, indicating strong inequalities in the two main sources of income, which together represent 70% of net cash income. In contrast, a PES Gini of 0.36 indicates a more evenly distributed source of income. PES stand for an extra income received by most of the households, thus acting as a modest correcting factor of the community's differences. PES Gini coefficient for ejidatarios has a fairly low value of 0.19, pointing at a very egalitarian distribution among this group. By contrast, PES Gini coefficient for pobladores goes up to 0.47 indicating the split of this group between those who receive PES and those who do not.

Because of the general distribution of PES among most households in the ejido, this source of income tends to have a differentiated impact among farmers grouped by net cash income terciles, as showed in Fig. 1A. PES are relatively more important for the lowest income tercile in the 23 households that compose the group of ejidatarios (Fig. 1B), whereas for the eight pobladores households the trend is reversed, with PES being relatively more important for the middle income category (there are no pobladores belonging to the high income tercile) as seen in Fig. 1C.

The comparison of income inequalities with and without PES appears in Table 2. The inclusion of PES represents a reduction of Gini coefficients in all cases, being particularly relevant in the ejidatarios group of households. This is consistent with the above findings related to the lower Gini coefficient of PES and to their more egalitarian distribution among ejidatarios.

4.2. PES and attitudes towards conservation

All respondents without exception agree that the PES programme is good for the ejido and consider that it benefits conservation goals (mostly meaning avoiding deforestation, but also fire prevention and not using pesticides). Although the return to effort of this payment is considerably higher than for other activities, 87% of people thought the amount was insufficient to compensate their expectations. The rest considered it to be a fair amount, while no one said they were getting too much money. The reasons justifying PES were differently perceived ($p < 0.10$) between ejidatarios, who thought it should be linked to holding forest land rights, and pobladores, who thought it should be related to proactive conservation activities ($\chi^2 p = 0.099$).

The interviewees were asked if conservation initiatives to maintain forests would continue in the absence of PES. Sixty four percent of respondents answered positively. Women significantly tended to give more negative answers than men ($\chi^2 p = 0.054$). Likewise, pobladores responded more negatively than ejidatarios ($\chi^2 p = 0.041$). Table 3 crosses the answers by gender and land tenure rights. In this case, the group of male ejidatarios stands as giving significantly more positive answers than the rest ($\chi^2 p = 0.044$).

The same question was analysed in relation to other continuous or ordinal variables (age, time of residence, years of schooling, number of training courses, family income and % of PES on family income). For the whole sample only formal education was statistically significant (Mann–Whitney $p = 0.043$), with lower education being associated with positive answers.

No statistically significant differences were found in relation to this question within the group of women, whereas men showed differences for age (Mann–Whitney $p = 0.061$), number of years of residence (Mann–Whitney $p = 0.079$) and formal education (Mann–Whitney $p = 0.063$); older males who had been living long time in the ejido and who had low formal education tended to consider that forests would be maintained in the absence of PES. Likewise, no statistically significant differences were found within the group of pobladores or ejidatarios.

Fig. 2 represents the Factorial Correspondence Analysis of the matrix that combines respondents' features with their reasons for supporting or not supporting conservation measures in the absence of PES. The first axis, that absorbs 23% of variance, splits positive from negative answers. Conservation without PES relates to a higher environmental awareness and the appreciation of ecosystem services that tend to occur in older male ejidatarios with higher income. Conversely, requesting PES in order to conserve relates to lack of money and a perceived shortage of land to expand activities, as well as for more impacting forest related activities like hunting.

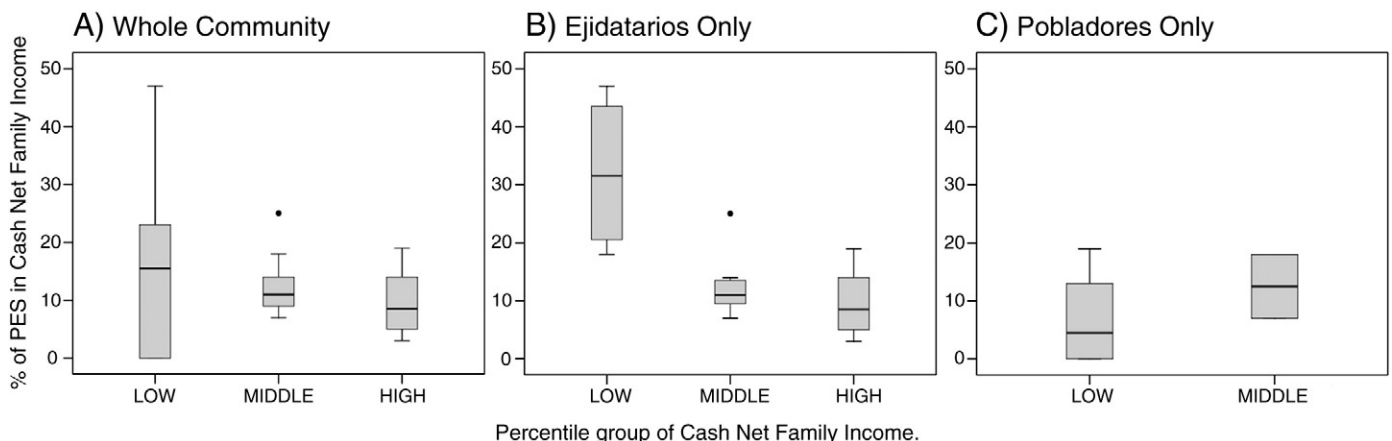


Fig. 1. Percentage of PES in Cash Net Family Income among Cash Net Family Income percentile groups.

Table 2
Intra-group effects of PES on Gini coefficient.

Population	Gini coefficient without PES	Gini coefficient with PES	Difference in Gini coefficient (%)
All	0.40	0.38	−6.4
Ejidatarios	0.35	0.31	−10.8
Pobladores	0.25	0.23	−5.7

Table 3
Cross-custom table for answers about conservation without PES.

Sex		Land tenure rights		Conservation without PES		
				Yes	No	Total
Male	Land tenure rights	Ejidatario	21	4	25	
		Poblador	5	5	10	
	Women	Ejidatario	12	9	21	
		Poblador	3	5	8	
Total			41	23	64	

The last group of questions refers to the appreciation of living conditions and plans for the future. Results were analyzed using the percentage of the answers given (after categorization) and looking for significant differences between the two tenure categories of ejidatarios and pobladores (see Table 4). Ninety four percent of interviewees indicated that they planned to stay in the community, and all of them replied that they will keep conserving. The existence of good climate conditions (regulating service) is the most valued aspect of the place, followed by the good conservation status (cultural service that appeals at the beauty of the landscape).

The main reason for staying in the community was land property, an answer given by a significantly high number of ejidatarios. The second reason refers to the environmental quality of the area, helping to explain why conservation issues are successful, given that the exceptional environmental conditions are hard to find in other places in the region.

The main stated reason for maintaining conservation practices referred to increased environmental awareness and the effect of the educational process (including training courses) that had raised

interest for conservation, an opinion significantly supported by ejidatarios. Prestige was the second reason for maintaining conservation strategies. The community has obtained awards, has been set as an example for other communities and has received visitors from abroad, which has raised a feeling of pride among dwellers, turning conservation into the hallmark of the place. Pobladores significantly alluded to the fact that conservation can be a source of income, a reason that appears in third position in the list.

5. Discussion

Although PES represent a relatively small contribution to the ejido's economy, their disbursement among most members of the community leads to a slight reduction in income disparities of Sierra Morena dwellers as a whole. The same results are observed within the two main land tenure categories of ejidatarios and pobladores. The fact that part of the payments are given for active conservation work offers the opportunity to pobladores to receive money even though they do not hold land rights on the common forests. However, the amount is not high enough to mitigate the differences in payments due to land tenure rights. Rather, the higher payment received by ejidatarios slightly broadens the differences between the two groups. PES in Sierra Morena therefore show an ambiguous effect with regards to the equity considerations of Landell-Mills and Porras (2002) and their concern with a possible risk of widening the poverty gap.

Equity and fairness in access and decision making of PES are determined by the institutional structure of the ejido that gives all decision power to those holding full land rights. Based on Pascual et al. (2010) fairness criteria classification for PES, Sierra Morena follows a dual system with a status quo approach between ejidatarios and pobladores, and an egalitarian approach within each of these two groups. Consequently the income gap is not significantly reduced for the poorest of the poor, who tend to be excluded from decision making, a situation common to other places in Mexico (Corbera et al., 2009; Muñoz-Piña et al., 2008).

Our results confirm that land tenure is a crucial aspect for PES to have impact on the poor (Grieg-Gran et al., 2005; Landell-Mills, 2002; Pagiola et al., 2005). In its absence, PES might widen the gap within communities and become the origin of conflicts, as shown by the case

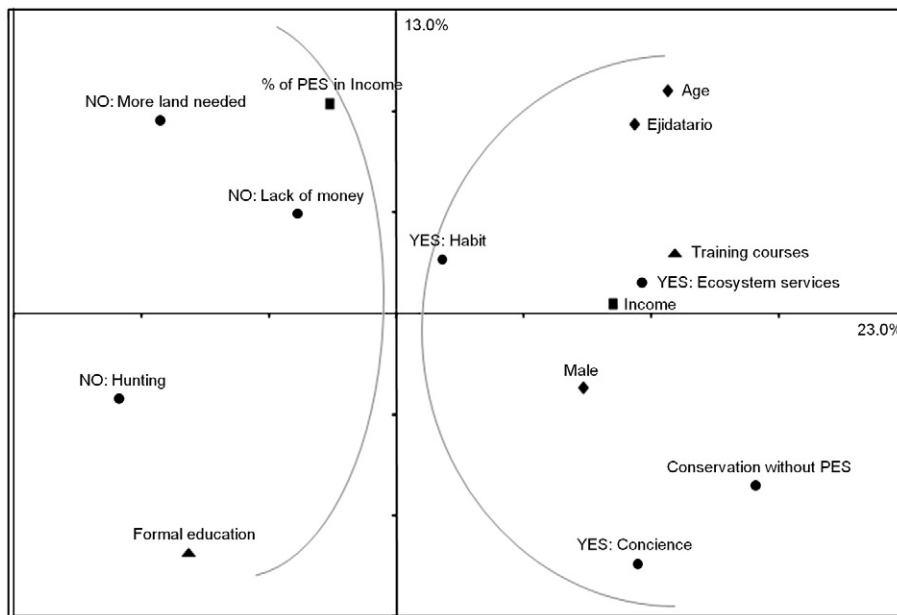


Fig. 2. Correspondence Factorial Analysis for the reasons of supporting or not supporting conservation in the absence of PES related to some characteristics of the interviewees. Circles: Answers about conservation without PES; Diamonds: Personal features; Squares: Income characteristics; Triangles: Educational characteristics.

Table 4
Perceptions of environmental quality and future plans.

	% ^a	χ^2 ^b
<i>Most valued aspects</i>		
Climate (regulating service)	57.4	–
Conservation status (culture service)	37.7	–
Way of life	21.3	–
Other ecosystem services (fresh water, harvesting, provisioning services)	16.4	–
Job opportunities	16.4	
<i>Reasons to stay in Sierra Morena</i>		
Tenure rights	45.0	Ejidatario ($p = 0.069$)
Environmental quality	41.7	–
Adaptation	28.3	–
Tranquility	16.4	–
<i>Reasons to keep conservation</i>		
Conscience and education	59.1	Ejidatario ($p = 0.072$)
Prestige	15.9	–
Source of job and income	13.6	Poblador ($p = 0.053$)
Ecosystem services provided	11.4	–
Health	4.5	–

^a Frequency of a given answer.

^b Significant differences (χ^2) between ejidatarios and pobladores.

of a poblador penalised for complaining about PES distribution. Similar social conflicts have been reported in other cases (Corbera et al., 2007). Thus, PES cannot be separated from the land problem.

Since payments are received by the ejido as a whole, there is a possibility that they get distributed equally among all the families. But communities are not homogeneous and the fact that ejidatarios (who have the final decision) think that PES should be linked to holding forest land rights rules out that possibility in practice. However, even if pobladores receive less than ejidatarios, community-based payments still may offer an opportunity for the landless to become part of a PES programme, being potentially more effective than individual PES schemes for reaching the poor. For this reason the expansion of community rights has been proposed as a precondition for implementing a PES programme (Rosa et al., 2003).

The view that conservation activities can be sustained in the absence of PES is predominant among old male ejidatarios. This seemingly higher environmental awareness could be linked to their fight for the land and their guarantees of continuity in it (Soule et al., 2000), along with the higher number of training courses they have received. For them PES are more like an award for owning well conserved land (van Noordwijk et al., 2004). Pobladores, being economically disadvantaged and with no access to the common land, require more economic incentives and tend to think that conservation cannot be accomplished without PES. Their request of compensation for restrictions imposed in order to preserve environmental services is closer to the original PES idea (Wunder, 2005). This depicts differentiated additionality within the same community – low for ejidatarios and high for pobladores. Since ejidatarios own the mature forests under PES, we conclude that Sierra Morena has received the payments even though it did not have much risk of deforestation, a situation confirmed by previous community assessments. Muñoz-Piña et al. (2008) claim this situation to be common in Mexico.

Although PES income has a higher return to effort than other activities, most of the respondents think that the money they receive is insufficient, an expected result that has been confirmed in other places (Grieg-Gran et al., 2005; Kosoy et al., 2007). This may reflect the inclusion of the opportunity costs of the foregone benefits of agricultural expansion into their estimation, as the PES income per hectare is notably lower than those obtained for coffee or palm, a situation also perceived in other studies (Corbera et al., 2007; Kosoy et al., 2007). Still, agricultural expansion does not seem very realistic as there is little labour force available, extra land is remote and steep and

it would violate existing Biosphere Reserve's management plans. This suggests that other factors further from the opportunity costs, including a possible response bias,² may be influencing the estimation of a fair PES by producers.

Sierra Morena's population has therefore a dual response regarding additionality. On one hand most of the people think that monetary incentives are not necessary for conservation. On the other hand people believe the payments are insufficient. This contradiction illustrates the difficulty of trying to set an exchange value (payments) for something that only had a use value (environmental services provided by Sierra Morena's forest) (Gómez-Baggethun et al., 2010; Heal, 2000) and the problems attached to the opportunity cost approach for establishing it (Gregersen et al., 2010). It also supports the idea that people may join PES for non economic reasons, like the prestige or empowerment mentioned before, or because it does not mean a main source of income but "a small incentive, which does not entail changing the household productive structure significantly" (Corbera et al., 2007, pp.377).

At the same time, as shown in Table 4, there is quite a strong consensus between ejidatarios and pobladores on the most appreciated aspects of the community, mostly related to the quality of the environmental services, precisely those that are more difficult to integrate into the three necessary steps of commodification required by a PES scheme³ (Kosoy and Corbera, 2010). Environmental quality, as it makes life more comfortable and enjoyable is in itself a reason to conserve. And the fact that the main income sources come from the organic market reinforces a very positive reception of environmental issues. In this sense, ICDPs seem to have cleared the way for PES in Sierra Morena, facilitating their adoption but also reducing their additionality. In fact, some PES-related pro-poor measures like access to market or securing land tenure (Grieg-Gran et al. 2005; Landell-Mills 2002; Leimona and Lee 2008; van Noordwijk et al. 2007) could also be considered classical ICDP interventions.

Overall, Sierra Morena's PES scheme resembles other low additionality, low commodification, indirect schemes that have been considered inefficient. However, these schemes have been defended in the alternative conceptual framework for PES proposed by Muradian et al. (2010) because they can still have social and ecological benefits, or in van Noordwijk et al. (2004) proposal for PES functioning as an award to recognize conservation made by the poor, thus reinforcing equity and intrinsic conservation. As Rosa et al. (2003, pp. 63) propose: "the challenge is finding other compensation mechanisms that recognize and reward ecosystem management practices that guarantee environmental services of interest to outside 'consumers'". Our results indicate that land tenure, environmental education and prestige seem to strengthen this causality, as it has been the case in other places (Attum et al., 2008; Erdmann, 2006).

It can be argued that these three conditions do not converge in many places where the rural poor live. Still, heading towards them can be a positive step in integrating conservation and development; as Sandker (2010, pp. x) suggests, "PES can reinforce landscape decisions resulting in a 'conservation scenario' only when this is already supported by intrinsic motivation spawned by non-cash benefits". Thus it could be more effective to make PES-ICDP hybrids (Wunder, 2006), that can ensure land tenure but also seek opportunities for people that do not own the land and, above of all, can become self-sufficient in the long term without depending on international funding. There are some examples of these alliances, but they have not been successfully sustained (Corbera et al., 2007). CONAFOR's

² Response bias is always possible in this type of questions. We have tried to minimize it through cross-checking of information during the numerous informal discussions we held throughout the six months of stay in the community.

³ "First, it involves narrowing down an ecological function to the level of an ecosystem service (...). Second, it assigns a single exchange-value to this service and, third, it links 'providers' and 'consumers' of these services in market or market-like exchanges" (Kosoy and Corbera, 2010, pp. 1229).

new PROARBOL programme points out in this direction. After the first five years evaluation of PSAH, there has been a reconsideration of PES, which are now included inside all the activities (mostly production support programmes) offered by PROARBOL and linked to a Best Practice Management programme (programa de Mejores Prácticas de Manejo, PMPM) (CONAFOR 2010). Lastly it is worth stressing the need to overcome municipalities' reluctance to participate in PES in order to make locally-implemented schemes that can foster self-sufficiency, especially in cases like this where upstream and downstream actors are well defined and form part of the same watershed.

6. Conclusions

This case study illustrates some of the controversies around community-oriented PES in Mexico. The programme enjoys a broad acceptance among stakeholders, with applications going well above current funding resources. Mexican PES have usually been considered a pro-poor scheme. Our results show a dual response in equity. PES have an egalitarian effect within landowners and landless groups, but it broadens the gap between them. This highlights the difficulty to work with poverty issues where there is not an equal distribution of land, even though communities such as Mexican ejidos offer more opportunities for the poorest. There is also a dual response regarding additionality, being low for landowners and high for the landless people in the community. As the former hold full decision rights, the programme has little additionality. Thus, crossing equity with environmental concerns can lead to opposing and yet legitimate claims by different stakeholders.

Small percentage contribution of PES to family income favours conservation without direct payments, especially when the main economic activities require a certain degree of conservation, like shade coffee and palm in the case of Sierra Morena. Thus certified organic markets along with land tenure, ecosystem benefits awareness and prestige can also be keystones for making the rural poor escape out of poverty while safeguarding their ecosystem and reinforcing intrinsic value-based conservation.

PES are quite recent and there is a risk that monetary approaches gain grounds against others, and could finally replace them (Bowles 2008; Deci et al. 1999). In Sierra Morena, it remains unclear whether PES can strengthen or work against intrinsic values. This is important in order to tackle possible future problems like a probable shortage of funds for PES. For the time being, a lack of funds does not appear to be a major threat for the environment in Sierra Morena, especially among old ejidatarios, as the functional and ethical values of the forest surpass the chrematistic ones. Thus, introducing a reward could be a new and effective way of reinforcing existing values. The challenge is to find mechanisms that reinforce synergies between intrinsic values and monetary incentives (Farley and Constanza, 2010). We should pay attention and continue researching to detect early signals that the former are eroded by the latter.

Acknowledgements

We would like to thank the people of Ejido Sierra Morena who very kindly and patiently gave us their time to answer the many questions we asked them. We also thank CONANP and CONAFOR staff, especially the late Director of La Sepultura Reserve Victor Negrete, who offered full support in the field, Alfredo Cisneros, from INE, for facilitating deforestation risk map of Sierra Morena and four anonymous reviewers for their comments. The project was partially funded by the Spanish Cooperation Agency AECID.

References

Alix-García, J., Janvry, A., Sadoulet, E., Torres, J.M., 2005. An assessment of Mexico's payment for environmental services program. Unpublished paper prepared for the FAO. <http://are.berkeley.edu/~sadoulet/papers/FAOPESreport.pdf>

- Attum, O., Rabea, B., Osman, S., Habinan, S., Baha El Din, S.M., Kingsbury, B., 2008. Conserving and studying tortoises: a local community visual-tracking or radio-tracking approach? *Journal of Arid Environments* 72, 671–676.
- Barnes, G., 2009. The evolution and resilience of community-based land tenure in Mexico. *Land Use Policy* 26, 393–400.
- Bayon, R., 2004. Making environmental markets work: Lessons from early experience with sulfur, carbon and wetlands. *Forest Trends*, Katoomba Group Meeting in Locarno, Switzerland, 2003.
- Börner, J., Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Rüginitz Tito, M., Pereira, M., Nascimento, N., 2010. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: scope and equity implications. *Ecological Economics* 69, 1272–1282.
- Bowles, S., 2008. Policies designed for self-interested citizens may undermine “the moral sentiments”: evidence from economic experiments. *Science* 320, 1605–1609.
- Chichilnisky, G., Heal, G., 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* 391, 629–630.
- Child, M.F., 2009. The Thoreau ideal as a unifying thread in the conservation movement. *Conservation Biology* 23, 241–243.
- CONAFOR, 2009a. México impulsa acciones contra el cambio climático a través del pago por servicios ambientales. Press release: 10-15-2009 <http://www.conafor.gob.mx/portal/docs/secciones/comunicacion/B-432009.pdf> (last access 2/14/2010).
- CONAFOR, 2009b. Reglas de operación PROARBOL 2009. <http://www.sma.df.gob.mx/corena/descargas/proarbol/reglas2009.pdf>.
- CONAFOR, 2010. Reglas de Operación de PROÁRBOL 2010. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/6/300Reglas%20de%20Operaci%C3%B3n%20Pro%C3%81rbol%202010.pdf>.
- Corbera, E., Kosoy, N., Martínez Tuna, M., 2007. Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: case studies from Meso-America. *Global Environmental Change* 17, 365–380.
- Corbera, E., Soberanis González, C., Brown, K., 2009. Institutional Dimensions of Payments for Ecosystem Services: an analysis of Mexico's carbon forestry programme. *Ecological Economics* 68, 743–761.
- Cornelius, W., Myhre, D., 1998. The transformation of rural Mexico: reforming the ejido sector. Center For US–Mexican Studies. University Of California, San Diego.
- Daily, G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- de Groot, R., Wilson, M., Boumans, R., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.
- Deci, E.L., Koestner, R., Ryan, R.M., 1999. A meta-analytic review of experiments examining the effects of extrinsic rewards on intrinsic motivation. *Psychological Bulletin* 125, 627–668.
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics* 65, 663–674.
- Erdmann, M., 2006. Lessons learned from the conservation campaign for the Indonesian coelacanth, *Latimeria menadoensis*. *South African Journal of Science* 102, 501–505.
- Farley, J., Constanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological Economics* 69, 2060–2068.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209–1218.
- González, M.J. (Coord.), 2008. Evaluación externa de los apoyos de los servicios ambientales. Ejercicio fiscal 2007. COLPOS-CONAFOR. http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/administrador/sistemas/evaluaciones/1232641675_PSA_2007.pdf.
- Gregersen, H., Lakany, H.E., White, A., 2010. Does the opportunity cost approach indicate the real cost of REDD+? Rights and Realities of Paying for REDD+. Rights and Resources Initiative, Washington DC.
- Grieg-Gran, M., Porras, I., Wunder, S., 2005. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development* 33, 1511–1527.
- Heal, G., 2000. Valuing ecosystem services. *Ecosystems* 3, 24–30.
- Honey-Rosés, J., López-García, J., Rendón-Salinas, E., Peralta-Higuera, A., Galindo-Leal, C., 2009. To pay or not to pay? Monitoring performance and enforcing conditionality when paying for forest conservation in Mexico. *Environmental Conservation* 36, 120–128.
- IDESMAC, SEMARNAT, INE, IHN, REBISE, 1999. *Cultura forestal para la prevención de incendios forestales en la Reserva de la Biosfera La Sepultura*, Chiapas, México.
- INE, 2010. Mapa de riesgo de deforestación de México. Data provided by INE. : 2010.
- Jenkins, M., Scherr, S., Inbar, M., 2004. Markets for biodiversity services. *Environment* 6, 32–42.
- Jong, B.D., Tipper, R., Montoya-Gómez, G., 2000. An economic analysis of the potential for carbon sequestration by forests: evidence from southern Mexico. *Ecological Economics* 33, 313–327.
- Kaimowitz, D., 2004. Forests and water: a policy perspective. *Journal of Forest Research* 9, 289–291.
- Kaimowitz, D., 2008. The prospects for reduced emissions from deforestation and degradation (REDD) in Mesoamerica. *International Forestry Review* 10, 485–495.
- Karsenty, A., Sembres, T., Radrianarison, M., 2010. Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du sud. *Revue Tiers Monde* 202, 57–74.
- Kemkes, R.J., Farley, J., Koliba, C.J., 2010. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. *Ecological Economics* 69, 2069–2074.
- Kosoy, N., Corbera, E., 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69, 1228–1236.
- Kosoy, N., Martínez-Tuna, M., Muradian, R., Martínez-Alier, J., 2007. Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics* 61, 446–455.

- Kosoy, N., Corbera, E., Brown, K., 2008. Participation in payments for ecosystem services: case studies from the Lacandon rainforest, Mexico. *Geoforum* 39, 2073–2083.
- Landell-Mills, N., 2002. Developing markets for forest environmental services: an opportunity for promoting equity while securing efficiency? *Philosophical Transactions. Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences* 360, 1817–1825.
- Landell-Mills, N., Porras, I.T., 2002. Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. Instruments for sustainable private sector forestry series. International Institute for Environment and Development, London.
- Ledant, J., 2008. Acheter les services de la nature? Une analyse des "paiements pour services environnementaux". Etopia, Publications, Analyses <http://etopia.be/IMG/pdf/ledant.pdf>.
- Lee, E., Leimona, B., Noordwick, M., van Agarwal, C., Mahanty, S., 2007. Payments for environmental services: introduction to feasibility, supplier characteristics and poverty issues. Insight: notes from the field. : RECOFTC, Vol. 2. World Agroforestry Centre ICRAF and Winrock International India WII, Bangkok, pp. 5–17.
- Leimona, B., Lee, E., 2008. Pro-Poor Payment for Environmental Services: Some Considerations. RUPES-RECOFTC, Bangkok, Thailand and Bogor, Indonesia. January brief.
- Martin, A., Blowers, A., Boersema, J., 2008. Paying for environmental services: can we afford to lose a cultural basis for conservation? *Environmental Sciences* 5, 1–5.
- McAfee, K., 1999. Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. *Environment and Planning, D, Society and Space* 17, 133–154.
- McCauley, D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 27–28.
- MEA, 2005. Ecosystems and human well-being. Island Press, Washington DC.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J.M., Braña, J., 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65, 725–736.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., May, P.H., 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 1202–1208.
- Noordwijk, M., van Leimona, B., Emerton, L., Tomich, T.P., Velarde, S.J., Kallesoe, M., Sekher, M., Swallow, B., 2007. Criteria and indicators for environmental service compensation and reward mechanisms: realistic, voluntary, conditional and pro-poor. Working Papers b14964. World Agroforestry Centre, Bogor.
- Pagiola, S., 2005. Assessing the efficiency of payments for environmental services programs: a framework for analysis. World Bank, Washington DC.
- Pagiola, S., 2007. Guidelines for "Pro-Poor" Payments for Environmental Services. World Bank, Washington DC.
- Pagiola, S., Platais, G., 2007. Payments for environmental services: from theory to practice. World Bank, Washington DC.
- Pagiola, S., Bishop, J., Landell-Mills, N., 2002. Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. James & James/Earthscan, London.
- Pagiola, S., Arcenas, A., Platais, G., 2005. Can Payments for Environmental Services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development* 33, 237–253.
- Pascual, U., Muradian, R., Rodríguez, L.C., Duraiappa, A., 2010. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: a conceptual approach. *Ecological Economics* 69, 1237–1244.
- Pearce, D., 1992. Economic valuation and the natural world. Policy Research Working Paper 998. World Bank, Washington DC.
- Petheram, L., Campbell, B., 2010. Listening to locals on payments for environmental services. *Journal of Environmental Management* 91, 1139–1119.
- Powell, I., White, A., Landell-Mills, N., 2005. Developing markets for the ecosystem services of forests. *Forest Trends*, Washington DC.
- Redford, K.H., Adams, W.M., 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation Biology* 23, 785–787.
- Redford, K., Levy, M., Sanderson, E., 2008. What is the role for conservation organizations in poverty alleviation in the world's wild places? *Oryx* 42, 516–528.
- Rosa, H., Kandel, S., Dimas, L., 2003. Compensation for Environmental Services and Rural Communities: Lessons from the Americas. PRISMA, San Salvador.
- Sandker, M., 2010. Scenarios for Conservation and Development. Participatory Modelling to support Decision Making in Tropical Forest Landscapes. PhD Thesis. Universidad Autónoma de Madrid.
- Sierra, R., Russman, E., 2006. On the efficiency of environmental service payments: a forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. *Ecological Economics* 59, 131–141.
- Sommerville, M., Jones, J.P.G., Rahajaharison, M., Milner-Gulland, E.J., 2010. The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: a case study from Menabe, Madagascar. *Ecological Economics* 69, 1262–1271.
- Soule, M., Tegene, A., Wiebe, K., 2000. Land tenure and the adoption of conservation practices. *American Journal of Agricultural Economics* 82, 993–1005.
- Sunderland, T., Ehringhaus, C., Campbell, B., 2008. Conservation and development in tropical forest landscapes: a time to face the trade-offs? *Environmental Conservation* 34, 276–279.
- UNDP, 2009. Human Development Report 2009. Overcoming Barriers: Human Mobility and Development. UNDP, New York.
- van Noordwijk, M., Chandler, F., Tomich, T., 2004. An introduction to the conceptual basis of RUPES: rewarding upland poor for the environmental services they provide. ICRAF-Southeast Asia, Bogor.
- Wunder, S., 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Center for International Forestry Research, Bogor.
- Wunder, S., 2006. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology* 21, 48–58.
- Wunder, S., 2008. Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. *Environment and Development Economics* 13, 279–297.
- Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S., 2008. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65, 834–852.
- Wünscher, T., Engel, S., Wunder, S., 2006. Payments for environmental services in Costa Rica: increasing efficiency through spatial differentiation. *Quarterly Journal of International Agriculture* 45, 317–335.
- Zbinden, S., Lee, D., 2005. Paying for environmental services: an analysis of participation in Costa Rica's PSA Program. *World Development* 33, 255–272.

Capítulo 7 From wild harvesting to agroforest cultivation: A *Chamaedorea* palm case study from Chiapas, Mexico

Luis Rico García-Amado. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Manuel Ruíz Pérez. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Guillaume Dahringer. Pronatura Sur, San Cristóbal de las Casas, México.

Felipe Reyes Escutia. Escuela de Biología. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Sara Barrasa García. Centro de Geografía Humana, Colegio de Michoacán, La Piedad, México.

Elsa Contreras Mejía. Escuela de Biología. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Non Timber Forest Products (NTFP) commercialisation usually modifies the livelihoods and economic strategies of forest people, typically involving the substitution of subsistence activities for NTFP cultivation systems. This paper analyzes livelihood changes, new production techniques and future challenges of a case study in a Southeastern Mexican community where *Chamaedorea* palm cultivation is displacing wild harvesting and subsistence activities. The results illustrate the fast adoption of palm plantations due to salient improvements in the economic return to effort. The change was led by richer households, although communal structures have allowed the middle income households to participate in the process. Landless poorer members have been left out of palm activities, basically remaining as subsistence farmers.

Palabras clave: Chamaedorea Palm, NTFP, Livelihood, Cultivation, Mexico.

Artículo en revisión: Forest Policy and Economics (Moderate Revision).

1. Introduction

Non Timber Forest Products (NTFPs) have been seen as a strategy to harmonize development and nature conservation in poor rural areas (Myers, 1988; Panayotou and Ashton, 1992; Plotkin and Famolare, 1992). According to Arnold and Ruiz Pérez (1996) this is due to the fact that NTFPs contribute much more than timber to the livelihoods and welfare of adjacent forest populations, because their exploitation is less ecologically destructive than timber and because its harvest should add value to the perceived significance of tropical forests, thus increasing the incentive to maintain forest resources. Moreover, as NTFPs do not usually require complex technology, they tend to be more accessible to small communities (Evans, 1993).

The use of NTFPs has been strongly associated to forest populations (Godoy and Bawa, 1993; Ticktin, 2004), having a great impact on poor rural households (Falconer, 1990; Kumar and Saxena, 2002; Neumann and Hirsch, 2000). Their commercial applications became the main strategy to integrate conservation and development after the 1980's (Belcher and Schreckenberg, 2007). This initial enthusiasm soon declined, because NTFPs did not turn out to be as successful as initially expected (Godoy, et al. 2000; Sheil and Wunder, 2002; Simpson et al., 1996).

NTFP commercialisation changes the opportunities and strategies of forest dwellers (Ruiz Pérez et al., 2004). Two basic strategies tend to emerge: intensified management of naturally regenerating wild resources and cultivation, with the latter usually receiving higher incomes (Belcher et al., 2005). Homma (1992) theorised a dual process: a) substitution-abandonment of wild NTFP extraction in case of excessive pressure on the resource, often resulting in overexploitation (Cunningham, 1993; Rawat, 1997; Rebelo and Holmes, 1988; Ticktin, 2004; Tiwari, 2000) and biodiversity loss (Freese, 1996; Ruiz Pérez et al., 2004); and b) intensification-cultivation eventually leading to market specialization if demand grows and no cheaper alternatives are found.

Specialization can be a dramatic process for small producers, because market forces usually require taking greater risks and there is a tendency to saturation after the NTFP's sprawl, forming 'boom and bust' downward cycles (Homma,

1992; Neumann and Hirsch, 2000). These risks may limit their development because risk aversion is negatively associated with the adoption of new techniques (Abadi Ghadim et al., 2005; Marra et al., 2003 but see Shapiro et al., 1992). The length of time that profits take to be realized, as in the case of agroforestry, is also relevant in relation to risks (Franzel and Scherr, 2002). Better-off households are less exposed (Feder et al., 1985; Mercer, 2004; Shively, 2001), tending to be early adopters (Mercer, 2004). This usually leads to NTFP's capture by local elites (Arnold and Ruiz Pérez, 2001; Dove, 1993; Gray, 1990; Iversen et al., 2006) that co-opt the resource for themselves, leaving the poor without its benefits.

NTFPs are therefore not a “magic bullet” for the achievement of conservation and development (Belcher and Shreckenberg, 2007). They tend to have higher impacts on the livelihoods of forest people than on environmental conservation. However, NTFPs still have the possibility of achieving ‘win-win’ situations, but they require “a long-term and multidisciplinary approach that ranges from providing support to both the technical and social aspects of natural resource management to understanding how markets function from local to international level.” (Belcher and Shreckenberg, 2007, pp. 372).

In this paper we analyze the adoption and social differentiation dynamics around a NTFP, *Chamaedorea* palm, in a community placed in La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. The study, conducted over a three-year period, provides an analysis of the livelihood changes, including stakeholders' perception, accrued with palm extraction.

2. *Chamaedorea* Palms in Mexico

Palms constitute an important component of tropical forests because of their abundance and impact on forest structure and dynamics (Bacon and Bailey, 2006), being also important for the livelihoods of rural people (Balick, 1988). Mexico holds 95 species of palm (Quero, 1994) and hosts fifty of the more than a hundred *Chamaedorea* palms present in America (Uhl and Dransfield, 1987). *Chamaedorea* are among the world's most endangered palms, with around 75% of the species threatened (Walter and Gillett, 1998). Main threats to palms

are rainforest destruction and large scale exports of leaves and seeds (Bridgewater et al., 2006; Current and Wilsey, 2002; Johnson, 1997; Vovides and García Bielma, 1994) that has resulted in palm overharvesting and natural populations decrease (Endress et al., 2004).

There are 21 commercial *Chamaedorea* species. Their leaves are destined to the floral and horticultural industry, representing one of northern Central America's most important NTFPs (Current and Wilsey, 2002). Mexico is a leading exporter, supplying almost one third of the international demand (de los Santos et al., 2006). Chiapas and Veracruz are the main Mexican states in palm production, supplying up to 3000 tonnes per year (de los Santos et al., 2004). Palms are sold in bundles, each one made out of hundreds of leaves (called stems in market transactions).

The U.S. is the main destination of *Chamaedorea* palms. Until the 1990's the market had an erratic trend with an average 350 million stems (Current and Wilsey, 2002), but in recent years it appears to be declining (Current, 2006; Sullivan and Kosidowski, 2010). In order to reverse this tendency and to help small palm producers, the Eco-palm initiative has been launched by the The North American Commission for Environmental Cooperation (NACEC) and the University of Minnesota's Center for Integrated Natural Resources and Agricultural Management (CINRAM). Its aim is to ensure that palms distributed throughout the United States for Palm Sunday (March-April) from the forests of Mexico and Guatemala are harvested sustainably, although this period is the end of the dry season, when palms regenerate at a lower rate in the forest (Dahringer, 2010). The initiative reached 700,000 stems in 2010 (Sullivan and Kosidowski, 2010).

Chamaedorea populations have been overexploited mainly due to the scarcity of market-grade leaves (markets require certain size and quality standards, discarded wild leaves reaching up to 60-70%) (Bridgewater et al., 2006; Endress et al., 2006; Radachowsky et al., 2004). In fact Mexican *Chamaedorea* populations have followed a general pattern of uncontrolled overexploitation (1950's-1980's), exhaustion (1980's-1990's) and legal protection (1990's-2000's). As predicted by Homma's economic model, in the last decade

traditional wild palm harvesting is being replaced by plantations (Bridgewater et al., 2006; Current and Wilsey, 2002; Geissert Kientz and Pérez Portilla, 2006). This has allowed producers to harvest almost every week and to reduce the amount of discarded leaves to a mere 5% (Dahringer, 2010). Still, there is some concern about this process, because of market saturation (Sullivan and Kosidowski, 2010) and the cooptation of the market by big companies intensively producing palm out of the forests, leaving forest dwellers without that source of income (Wilsey and Radachowsky, 2008).

Certification has been proposed as a way to ensure that palm will be harvested by people living in the forest in a sustainable way (Wilsey and Radachowsky, 2008). However, certification can be a “mixed blessing” (Belcher and Schreckenberg, 2007), because it is a costly process that requires sustained technical and financial assistance (Shanley et al., 2008).

Mexico enjoys two main advantages regarding NTFP commercialisation: a very large proportion of communal land (*ejidos*) (Barnes, 2009) and a long tradition of forest resource management (Bray et al., 2005; Toledo et al., 2003; Wilshusen et al., 2002). Based on these experiences, the National Commission for Natural Protected Areas (CONANP) and the National Forestry Commission (CONAFOR) provide technical and/or financial support to community forestry projects. Other national programmes have fostered the commercialisation of NTFPs (Farías, 2001), that are generically regulated under conservation and wildlife laws even though there is no specific regulation for them (Marshall et al., 2006).

3. Study area

The research was conducted in Sierra Morena, an *ejido* in La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. *Ejidos* are communal land (Cornelius and Myhre, 1998) including two types of dwellers: *ejidatarios*, people owning the land and with full rights in the community’s assembly, and *pobladores*, with no land (except for small plots sold or donated by *ejidatarios*) and no right to vote in the assembly. There are 26 families of *ejidatarios* and 10 of *pobladores* currently living in Sierra Morena.

Sierra Morena has 1750 ha of land, ranging from 700 to 1400 masl, what provides a variety of ecosystems from mixed pine-oak to cloud and subperennial forests. The most productive area (350 ha) was allocated individually, with the rest (1400 ha) remaining still as common property. This privatization however has not been formally registered. Practically all common land corresponds to natural forests covering the highest and steepest parts of the ejido, being partly included in one of the Biosphere Reserve's core zones.

The main cash generating activities are shade coffee and palm, along with payments for environmental services (PES) and small income from livestock and ecotourism. Non-market activities include corn, black beans, house-backyard chickens and vegetable gardens, and wild harvesting of non commercial NTFPs, mostly for self-consumption. Families with school-age children receive a social subsidy. Some people (mostly pobladores) occasionally go to the closest village to work.

The main palm species in the area's natural forests is *Chamaedorea quetzalteca*. Its harvesting dates back to the origins of the community in 1970, when common forests wild palm gathering was the ejido's main income-generating activity. Lack of control and experience resulted in a gradual decrease of palm populations. Coffee production in the ejido during the 1980's and a partial palm extraction ban by the Mexican Environment Ministry (SEMARNAT) decreased harvest intensity. In the mid 1990's some members of the community built a nursery, setting the beginning of the cultivation process. At that time few people joined the initiative. In 2000, the year of the establishment of the first cultivated plots, a palm cooperative was created among all the ejidatarios. But strict membership conditions combined with internal conflicts led to a rapid decrease of participants. Members received 7 ha for cultivation and were the only ones in the community with palm extraction rights. Still, it provided other people in the community with jobs in the leaf selection process (mostly women) and sometimes in the harvesting process.

A palm reforestation project followed the expiration of the extraction permit in 2001. With the Reserve authorities and other environmental organizations support, cooperative members agreed to grow at least five ha of cultivated palm

to guarantee the supply while lowering the impact on wild populations. In 2005 they signed a direct commercialization agreement with Continental Floral Greens, the major U.S. *Chamaedorea* palm importer. Palm plantations were being established although by 2007 only one member had reached the 5 ha target. They have followed a classical farmer's adoption curve (Feder et al., 1985) starting with three innovators and building up quickly to get stabilised around the current numbers (see Figure 1).

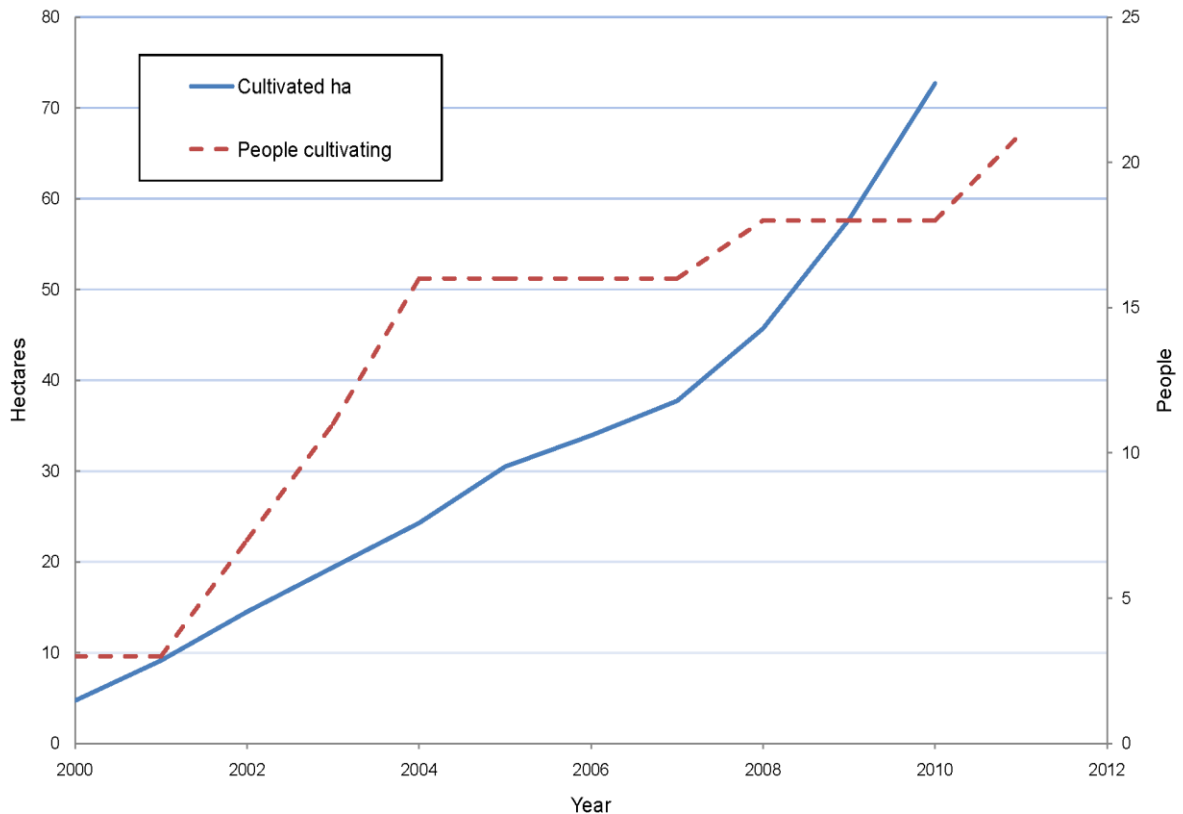


Figure1 Evolution of plantation surface in ha and people cultivating. Based on data from GUIASS and Pronatura (2009).

In March 2009 the permit expired again, with its renewal pending on the submission of a management plan required by the Mexican Wild Life Law assessing the state of palm populations and providing for their sustainable management. The plan was finished by mid 2009 (GUIASS and Pronatura, 2009), and palm extraction resumed that September. It incorporates the results of the participatory monitoring process on wild populations and plantations (GUIASS and Pronatura, 2009, pp. 38). It also specifies the use of palm in the whole territory, aiming at supplying 100 tonnes of palm per year (sold in 18 Kg. bundles, each one made out of 600 stems) exclusively from plantations. The

whole process has been supervised by CONANP that has provided technical and financial support in collaboration with CONAFOR and two local NGOs, IDESMAC and Pronatura. These institutions have promoted a Regional Palm Organization (PROPACH) with other ejidos in La Sepultura Biosphere Reserve. Its goal is to provide palm harvesters with a stable platform that enhances their ability to cope with market uncertainties.

4. Methods

General information was obtained from bibliographical sources and key informant interviews (ejido's authorities, original members of the community, representatives of the cooperative, officers from CONANP and CONAFOR and Pronatura staff). Socioeconomic data was gathered through semi-structured questionnaires administered to all male ejido members (n=36), as males are the ones in charge of agricultural activities. Income data was obtained for coffee, palm, PES, beans, corn, cattle ranching, social subsidies and extra sources of income. Income from non-market activities was calculated using current market shadow prices.

Fieldwork took place in two stages -January to March 2008 and January 2010 to October 2010. Time spent on palm cultivation per ha was surveyed both in 2008 and 2010, while time per ha data for coffee, beans, corn and PES was recorded only in 2008 as there had not been significant changes during the period. Palm sales for 2007 were obtained from cooperative registry books checked against Continental Floral Greens data, while 2009 and 2010 extraction rates were obtained from PROPACH reports. Incomes for 2009 and 2010 were adjusted for inflation.

Data analysis (descriptive statistics, regression, multivariate analysis, and diverse parametric and non-parametric tests) was done using SPSS v.17.0 and R. Stakeholders were categorised for the farmer's perception analysis based on personal characteristics (age), plantation data (size and longevity) and income data (total income, % of coffee and palm in total income). Small-size categories were analyzed using Fisher's small samples exact tests.

5. Results

5.1 Sources of income

Shade coffee and palm are the two main sources of income. Coffee revenues represented 52% of total income in 2007, with a similar contribution of 51% in 2010. Income from palm has experienced the highest increase, from 19% in 2007 to 24% in 2010, although the cutting ban of 2009 considerably reduced its contribution during that year. Fixed payments are an important part of the ejido's economy, with PES ranging between 9% in 2007 and 11% in 2010, and the social subsidy between 6% and 5%. Income from cattle ranching has remained between 4% and 3% similarly to non-market activities income.

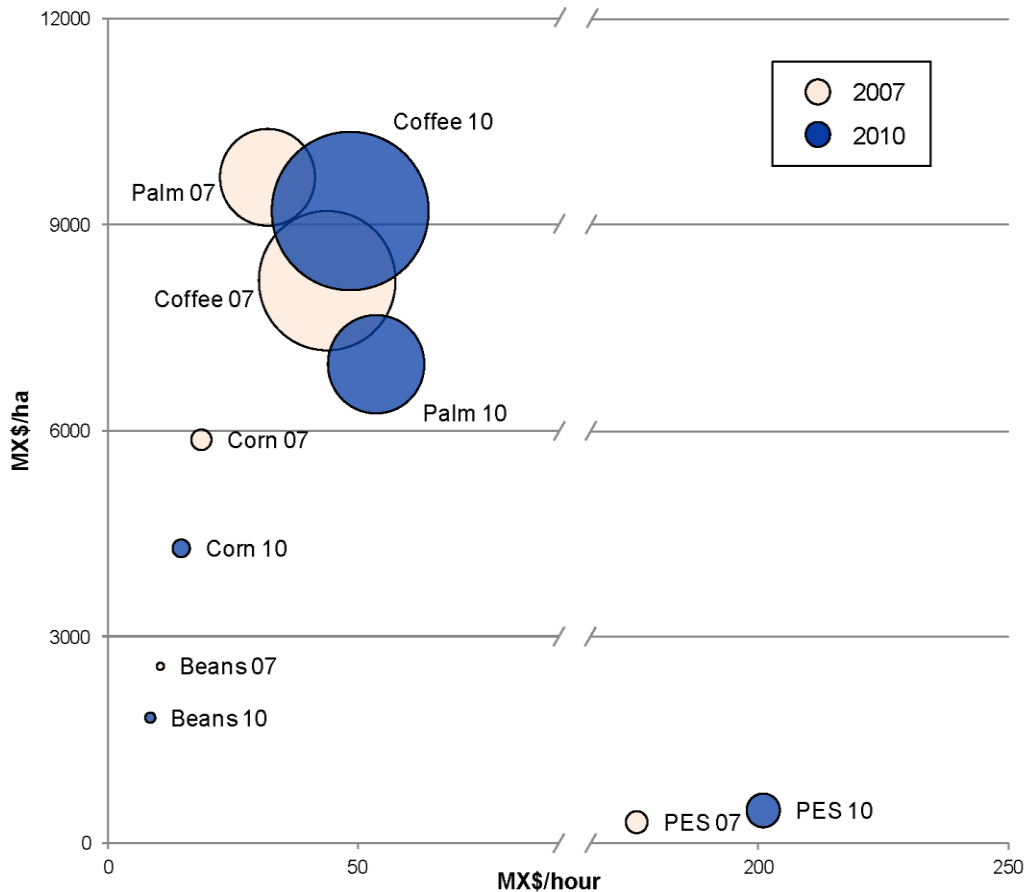


Figure 2 Return in Mexican Pesos (MX\$) to effort (X axis) and surface area (Y axis) of the main economic activities. Bubble size is proportional to average household income for that activity.

Figure 2 shows the return to work time and surface area of the main activities, as well as average yearly income (represented by the size of the circle)

obtained by producers engaged in them. As expected, palm and coffee, the two main commodities, have higher returns –both in terms of effort and surface– than subsistence activities. PES yield high returns to the small effort required, but low revenues per ha.

Palm and coffee have improved their returns to effort between 2007 and 2010. However, while coffee has also increased the return per ha (due mainly to higher prices), the return per surface area of palm has decreased due to limited market expansion compared to the large expansion of cultivated palm.

5.2 The evolution of palm production

Aggregated palm production (wild and cultivated) data indicate an increase in annual bundles delivery from 1698 in 2007 to 2057 in 2008 and 2069 in 2010. The general demand for the U.S. market is stalled, the increase being mainly due to the Eco-palms initiative.

	Jan-2008				Jan-2010			
	mean	min	max	St. dev.	mean	min	max	St. dev.
Number of producers	16	-	-	-	18	-	-	-
Cultivated ha (productive)	29.1	-	-	-	40.0	-	-	-
Cultivated ha/producer	1.82	0.75	5.00	1.23	2.22	1.00	5.00	1.12
Weekly cultivated bundles	36.3	-	-	-	49.0	-	-	-
Weekly cultivated bundles/ producer	2.27	1	7	1.7	2.72	2	3	0.28
Weekly cultivated bundles/ ha	1.25	0.4	4.8	1.20	1.22	0.6	3.0	0.7
Hours of work in plantation/ week	11.4	6	25	5.2	7.1	4	10	1.7
Cultivated bundles/ hour of work	0.24	0.13	0.50	0.13	0.44	0.25	0.75	0.16
Wild bundles/ hour of work	0.12	0.06	0.19	0.05	0.16	0.08	0.25	0.06
Total nursery seedlings (1000)	241.6	-	-	-	308.0	-	-	-
Nursery hours of work/ week	9.4	2	24	6.5	6.2	1	24	7.1

Table 1. Summary statistics on palm production from questionnaire data.

Table 1 summarises the questionnaire data for all producers. The cooperative

has increased in two members between 2007 and 2010⁵. All but one are ejidatarios. Palm cultivation has increased by 37%, with a current average of 2.22 ha per producer. However, there are big differences, with some members having already reached the five ha agreed goal while others still have barely one ha. The bundles per ha have slightly decreased due to a market saturation and the subsequent quota regulations adopted. However, the bundles obtained per hour have gone up, reducing the total time devoted to harvesting wild and, especially, cultivated palm. This explains the higher return to effort in 2010. There is no exact data on the evolution of wild populations between 2007 and 2010, although the number of producers who complement their planted palm deliveries with wild harvesting has gone down from seven to four during this period.

	2007	2010
All income	0.38	0.42
Coffee	0.50	0.56
Palm	0.53	0.47
Palm (producers only)	0.26	0.06

Table 2. Gini index for all income and main income generating activities.

The Gini index (a measure of inequality of distribution) for different activities is presented on Table 2. The general ejido's Gini index is high for a small, rural community. Palm and coffee indices reach similar high levels. In the coffee case, given the fact that all households grow coffee, it indicates differences in production per household. In the case of palm the high Gini reflects a specialisation between families that produce palm and those who do not. The palm Gini index calculated only for palm producers is significantly lower (0.26 for 2007) and has been reduced to 0.06 in 2010, when the equal quota system was established. However, as a request by the producers with more cultivated area, the quota system has been recently modified to make it proportional to the

⁵ Three new members have joined the cooperative in 2011, after our latest fieldwork data were taken.

cultivated production capacity. As such the Gini index for palm producers should increase in the near future.

Figure 3 shows the change in the share of palm on total household income. As can be seen, the lower income tercile is basically excluded of the activity. In 2007 the highest contribution corresponded to better-off members of the ejido. In 2010 palm revenues were more evenly distributed between high and middle income terciles, having a larger proportional contribution to total income in the later group. This reflects the previously described quota system.

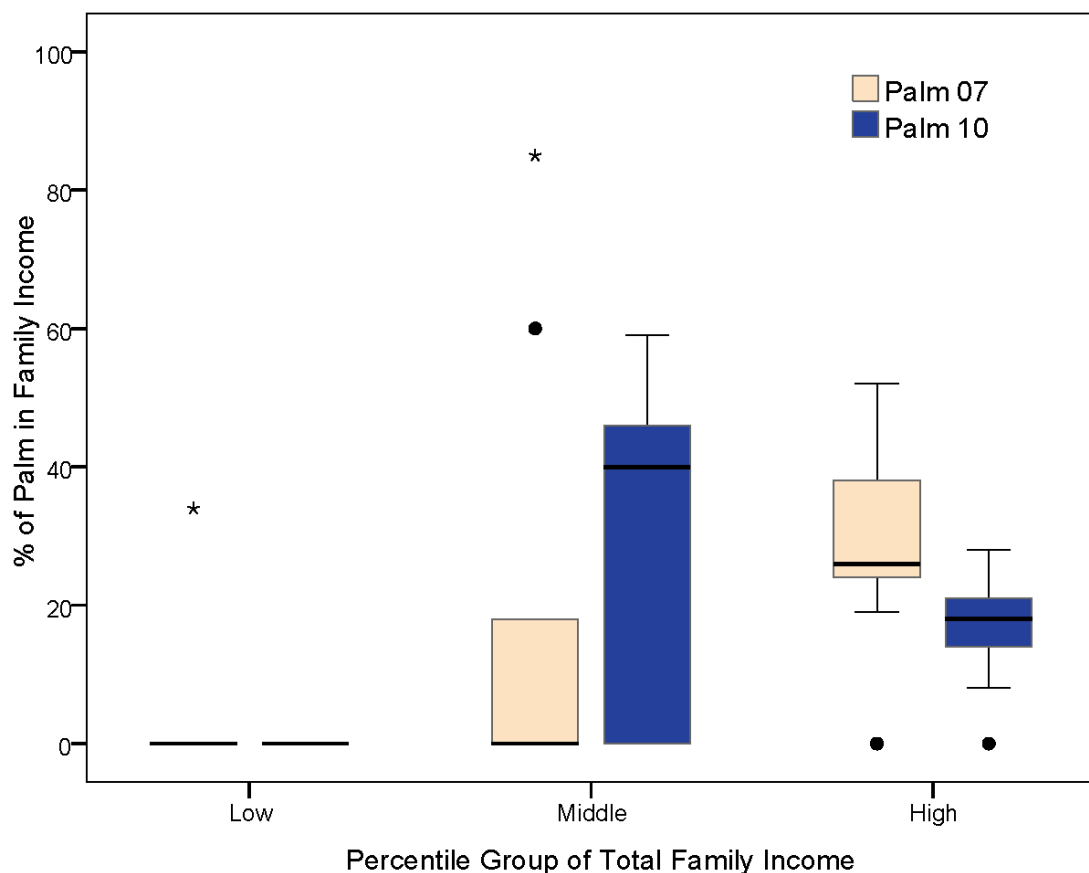


Figure 3. Boxplot of relative contribution of palm to household income per income tercile in 2007 and 2010.

5.3 Stakeholders perceptions

Peasants' attitudes towards palm cultivation were recorded in two groups of questions, one applied to those who cultivated palm (organised in the palm cooperative) and another to those who did not cultivate palm and did not join the cooperative.

All palm producers thought that plantations had improved their quality of life, both in labour allocation terms as well as supplying a fix weekly payment (as opposed to the annual coffee payment). The main change between 2007 and 2010 was precisely on the perception about the effort required by plantations. While 73% of the respondents in 2007 thought that plantations meant more effort, this perception had changed by 2010, with all respondents agreeing that plantations were easier and required less effort.

The 2010 questionnaire included open questions about the reasons for switching from wild gathering to plantations, the convenience of the management plan approved in 2009 and their views on how to improve the ejido's palm sector. The answers were subsequently grouped in a reduced number of categories that were tested using ANOVA for possible differences in relation to farmers' age, palm cultivated area and increase in cultivation and bundles production.

The reasons for switching to cultivation referred to environmental benefits and to easiness of harvesting planted palms. This latter option was significantly higher among younger people ($F=5.272$; $p=0.036$) who also tended to have less cultivated palm area ($F=9.854$; $p=0.006$).

All producers but one, who thought that it was just a bureaucratic requirement from the Reserve, believed that the management plan was necessary. Young people alluded more to conservation purposes ($F=9.152$, $p=0.008$), while people with the largest expansion of cultivated palm between 2007 and 2010 associated the management plan to production purposes ($F=8.875$, $p=0.009$).

Suggestions for palm improvement referred to expansion of production (no significant differences observed between farmers at $p<0.1$), strengthening of the organisation and finding new markets (more frequent in old producers, $F=3.190$, $p=0.093$) and certification (more frequent on those farmers who had reduced their production due to the quota system; $F=3.330$; $p=0.087$).

Figure 4 shows the factorial correspondence analysis of answers on perception crossed with respondents' categories. The two main components represent 51.4% of the variance. A cluster analysis identifies three different groups, projected over the factorial correspondence analysis of figure 4. The first

clusters those fostering the strengthening of the organisation, who tend to be old farmers with large cultivated areas, and who quit wild harvesting for environmental reasons around a decade ago. They also tend to have higher incomes with coffee representing a big share of it. A second group corresponds to people with a sharp increase of cultivated palm between 2007 and 2010, believing that the management plan is necessary for production purposes and supporting certification. They depend more on palm for their income, and have seen their production reduced due to quotas. The third clusters those who joined the palm cooperative recently, and whose production has increased considerably in the studied period. They tend to quit wild harvesting after realising that planting saves time and reduces work burden. They believe the management plan is necessary for forest conservation and advocate a rise in production.

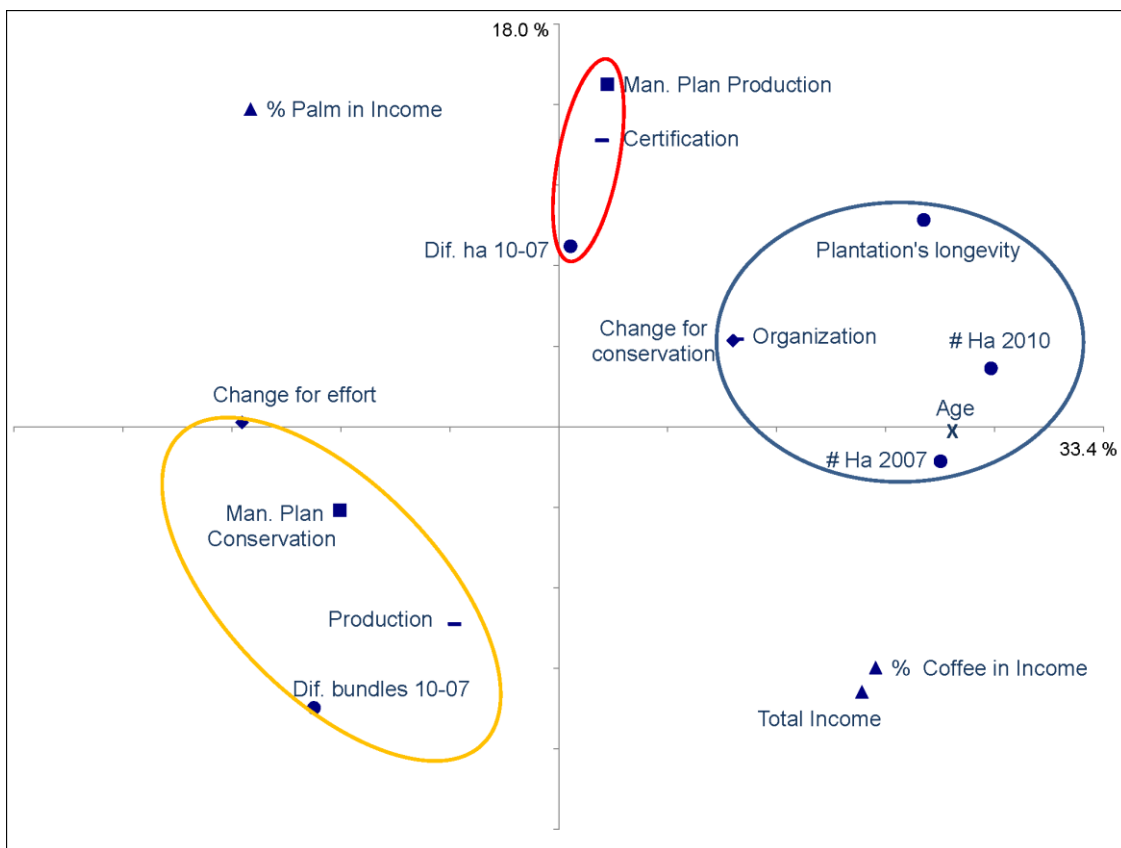


Figure 4. Factorial correspondence analysis of farmers' responses to reasons for changing to plantations (diamonds), usefulness of management plan (squares) and future strategies (dashes) crossed with farmers' socio-economic data (age, cross; palm plantation data, circles; income data, triangles).

Twenty out of 36 ejido's peasants were not members of the palm cooperative in 2007, with an overrepresentation of the low income tercile. Of them, 10 were ejidatarios and 10 were pobladores not having rights to the common ejido's land. Being palm production so advantageous, we asked them about the reasons for not joining palm cultivation through the cooperative. Internal conflicts with the cooperative's leadership was the main reason, followed in equal terms by lack of time and lack of land. The latter reason was particularly relevant in the case of landless pobladores, whereas ejidatarios were concerned with conflicts and time allocation. The differences are statistically significant (Fisher-Freeman-Halton small samples test; $p=0.007$). In 2010 all respondents maintained the reasons with the exception of the two new people that got involved in the cooperative during that period and who had stated lack of time in the 2007 interviews.

	Problems with leaders	Lack of time	Lack of land	No Answer	Total
Ejidatario	5	4	0	1	10
Poblador	2	0	4	4	10
Total	7	4	4	5	20

Table 3. Reasons for not joining the palm cooperative

6. Discussion

6.1 Livelihoods

Palm, the second most important economic activity in the ejido, is involved in a fast transformation process. A clear improvement on peasants' livelihoods seems to be the main driver of palm cultivation. As proposed by different authors (Homma, 1992; Ruiz Pérez et al., 2004), the change requires two steps: first from subsistence agriculture activities to market-oriented wild palm gathering, and then moving on to plantation.

The shift from subsistence activities to NTFP extraction increases farmer's income, as reported in other studies (Belcher and Schreckenberg, 2007;

Marshall et al., 2003; Ruiz-Pérez et al., 2004). Thus, palm is acting as a market insertion factor, especially for middle income families, in a sense playing a similar role to that of coffee for the higher income tercile. Poorer families in Sierra Morena do not get much direct income out of NTFPs, a common situation in other parts of Mexico (Marshall et al., 2003). This builds on other disadvantages (less or no land, reduced income from PES; Rico et al., 2011), forcing them to focus on subsistence activities with low market insertion.

Land tenure is confirmed as an important condition for joining NTFP commercialisation (Ruiz Pérez et al., 2004). In this sense, Mexican ejidos have fostered a land distribution that facilitates peasants' (specially ejidatarios) insertion in the market.

Switching from wild palm gathering to plantation highly improves the return to effort. Unlike coffee, palm prices have not increased during the study period, the gains being due to the combine effect of improved expertise and management, as well as plantations becoming mature and more productive resulting in a higher density of marketable leaves.

Palm cultivation and commercialization efforts have had other classical livelihood consequences among producers. In contrast with coffee, it provides regular income, assuring earnings at critical times of the year (Schreckenberget al., 2002). And it has led to the privatisation of part of the common land (Wynberg et al., 2003) by assigning new plots to all the cooperative members.

6.2 Entrepreneurship and adoption

The transition to cultivation is not taking place at the same rate for all producers. It was necessary that some of the early and main entrepreneurs showed it was possible to cultivate palm for the rest to find the advantages of it. In agroforest species like palm, who usually take two to three years before they can be harvested, this initial effort can be discouraging (Franzel and Scherr, 2002; Mercer, 2004). The demonstration effect of early cultivation was thus required to change the view about the effort needed from 2007 to 2010 questionnaires, opening the way to switching from wild to cultivated palm. Once plantations are established, wild gathering tends to disappear since two different systems with

different productivity per labour cannot coexist in the same area, the most efficient taking eventually the place (Homma, 1992; Belcher et al., 2005).

Contrary to what has been found in other places (Feder and Umali, 1993; Mercer, 2004), entrepreneurship in Sierra Morena tends to be more common among older ejidatarios. This may reflect the special idiosyncrasy of this group of ejido's founders, who established it against all odds three decades ago. But it also relates to the fact that the older ejidatarios also tend to be richer and to have more coffee and in general more land, thus spreading their risk. Young people tend to be poorer and with less market experience. In common with small producers, they usually do not have the time, capital or confidence to start new projects, early investments being a burden (Shively, 2001).

Early adopters frame their switch to cultivation on environmental reasons, after acknowledging that populations were becoming rare, thus identifying a potential scarcity problem, as has been showed in other places (Scherr, 1995, 2000). The last people joining the cooperative claimed to change to plantation in order to save labour, as they found that neighbours' plantations offered stable production and required less time. The process occurred fast as the advantages of plantations became obvious (Pannell et al., 2006). In both cases their reason can be brought to an economically rational decision, proving that adoption of resource conserving practices is a multifaceted process (Pannell et al., 2006) that is "largely driven by expected contributions to increased productivity, output stability through risk reduction, and enhanced economic viability" (Mercer, 2004, pp. 312).

This highlights the importance of supporting early stages of agroforestry innovations and the flexibility needed to work at different speeds with different producers. Encouraging conservation combined with productivity-improving techniques need economic and institutional incentives (Belcher and Shreckenberg, 2007; Sain and Barreto, 1996). The internal and external institutional background of the community has played an important role in the adoption of plantations. The formalisation of a cooperative, a risk reducing structure (Mercer, 2004) along with the support of National institutions and local NGOs has facilitated the whole process. The use of pilot groups based on the

most entrepreneurial peasants seems to enhance the results, because the majority do not join the activities until some have already succeeded, copying them from the neighbours (Foster and Rosenzweig, 1995; Pomp and Burger, 1995).

However, pilot groups can also lead to the elite's capture of the resource, for usually the wealthier are more willing to initiate new, potentially highly profitable projects and can finally become the owners of the resource (Dove, 1994; Arnold and Ruiz Pérez, 2001). Elite's appropriation was happening in Sierra Morena in 2007, when the richer got the bigger share. However, this had changed in 2010 as palm became a relatively more important activity for the middle income tercile. But contrary to what was reported in other cases (Ambrose-Oji, 2003; Ruiz Pérez et al., 1999) where the production system was well established and offered a normal economic opportunity that attracted the middle income group, in our case this situation has been reverted in 2011 when the equal quota system was cancelled due to complaints from bigger producers. This illustrates the often reported tensions between entrepreneurship and equity (Dove, 1994; te Velde et al., 2006). Entrepreneurs in the ejido not only led the cultivation process, but were also the ones who opened new markets in the past, helping to establish an international value chain, as reported in other places (te Velde et al., 2006). But, while it seems fair to reward entrepreneurs, it is important to acknowledge that the richer are in a better position to undertake new tasks. Therefore compensations to entrepreneurship can reinforce elite's capture and existing social inequalities. Cooperatives and a wide land distribution are good buffers in order to smooth out these tensions (Marshall et al., 2006).

6.3 Market and Future strategies

After the current expansion of plantations, the next step could be a higher specialisation on palm by a group of producers. Further to overexploitation concerns, this expected trend is likely to be limited by the market, as it is far away, depends on one buyer and, with the exception of Palm Sunday, it seems to be already saturated. This situation, along with more communities in the area joining the activity could lead to a classical boom and bust cycle (Homma,

1992). In fact, the lower return per ha of cultivated palm observed in 2010 could indicate the first stage of the cycle, with a fast expansion not followed by the corresponding increase in market demand.

A management plan, mandatory in order to have the palm cutting license renewed, could be a tool to prevent overexploitation. Moreover, the regional coordination of local management plans done by PROPACH can also help reducing the risk of market saturation. The opinions of palm producers about the role of the management plan differ. Younger ejidatarios newly arrived to the cooperative and who had recently shifted from wild extraction to plantation are logically more interested in a management plan that avoids the overexploitation that they were experiencing. Older ejidatarios already familiar with palm plantations see otherwise. They consider the management plan as a tool to improve production and to regulate access to markets.

Actually, both the management plan and a stagnant market contribute to avoid overexploitation, displacing the pressure from forests to plantations. The way forward, as envisaged by those respondents more knowledgeable of market functioning, is to reinforce the cooperative organization through PROPACH, fostering stability and bargaining power to producers, while also trying to open new markets. The main pitfall comes at organising ejidos with different levels of palm development and that have to share a given market quota, leading to conflicts and sometimes even questioning the convenience of belonging to PROPACH.

New markets in Mexico (Oaxaca, Mexico City) and Europe are being explored by PROPACH to overcome the US market saturation, but again the initial steps are being difficult. The organization is also trying to set the standards for certification, as suggested by some respondents. Certification can be an important step in livelihood improvement, although its possible drawbacks should be kept in mind (Shanley et al., 2008; Wilsey and Hildebrand, 2011).

7. Conclusions

Chamaedorea plantations in Sierra Morena have developed fast, replacing

subsistence activities and reducing the pressure on wild palm populations as their harvesting is being abandoned. Improvements in return to effort have resulted in a deeper integration in the market, especially for the middle income tercile of the community, as the wealthier were already highly involved in the coffee market and the poor, lacking land, have been left out. The cultivation process has been spearheaded by the richer entrepreneurs, leading to elite capture of the resource. The palm cooperative has facilitated the entrance of middle income families, albeit tensions still remain about the assigned weekly quota for different producers. In this sense, our case study illustrates some classical tensions exposed in the NTFP literature, namely unequal appropriation of benefits and the need to establish the appropriate institutions to facilitate adoption and benefit sharing.

Market saturation is the major constrain to palm development. Hence, the five hectare per producer and 100 tonnes total production ceiling envisaged in the management plan appear far too optimistic, increasing the risk of an eventual bust. To avoid this, the Regional Palm Organization is trying to open new markets and to establish a palm certification scheme. But it is important to acknowledge that international markets are risky, especially in the current international economic crisis. Therefore it is crucial to diversify adding other NTFPs and to develop intermediate intensity systems aimed at different market scales. CONANP and Pronatura are working with farmers in this direction. If successful, this could open the path for a gradual change that would expand the range of forest-based opportunities in the future.

References

- Abadi Ghadim, A.K., Pannell, D.J., Burton, M.P., 2005. Risk, uncertainty, and learning in adoption of a crop innovation. *Agric. Econ.* 33, 1-9.
- Ambrose-Oji, B., 2003. The contribution of NTFPs to the livelihoods of the 'forest poor': evidence from the tropical forest zone of south-west Cameroon. *Int. For. Rev.* 5, 106-117.
- Arnold, J.E., Ruiz Pérez, M., 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives?. *Ecol. Econ.* 39, 437- 447.
- Arnold, J.E., Ruiz Pérez, M., 1996. The role of non-timber forest products in conservation and development. Incomes from the forest: methods for the development and conservation of forest products for local communities, in: Ruiz Pérez, M., Arnold, J.E. (eds) *Current issues in non timber forest products*, CIFOR, Bogor, Indonesia, pp 17–41.
- Bacon, C.D., Bailey, C.D., 2006. Taxonomy and conservation: A case study from *Chamaedorea alternans*. *Ann. Bot.* 98, 755-63.
- Balick, M.J., 1988. *The palm-tree of life: Biology, utilization and conservation*. *Advances in Economic Botany*, 6, The New York Botanical Garden, New York, USA.
- Barnes, G., 2009. The evolution and resilience of community-based land tenure in rural Mexico. *Land Use Policy* 26, 393-400.
- Belcher, B., Ruiz Pérez, M., Achdiawan, R., 2005. Global patterns and trends in the use and management of commercial NTFPs: implications for livelihoods and conservation. *World Dev.* 33, 1435-1452.
- Belcher, B., Schreckenberg, K., 2007. Commercialisation of Non-timber Forest Products: A Reality Check. *Dev. Policy Rev.* 25, 355-377.
- Bray, D.B., Merino-Perez, L., Barry, D., 2005. *The community forests of Mexico*. University of Texas Press, Texas, USA.
- Bridgewater, S.G.M., Pickles, P., Garwood, N.C., Penn, M., Bateman, R.M., Morgan, H.P., Wicks, N., Bol, N., 2006. *Chamaedorea (Xate) in the greater Maya mountains and the Chiquibul Forest Reserve, Belize: an economic assessment of a non-timber forest product*. *Econ. Bot.* 60, 265–283.
- Cornelius, W., Myhre, D., 1998. *The transformation of rural Mexico: Reforming the ejido sector*. Center For US-Mexican Studies, University Of California, La Jolla, USA.
- Cunningham, A.B., 1993. *African medicinal plants: Setting priorities at the interface between conservation and primary healthcare*. People and Plants Working Paper, UNESCO, Paris, France.
- Current, D., Wilsey, D., 2002. *In Search of a Sustainable Palm Market in North America*. Commission for Environmental Conservation, Montreal, Canada. http://www.cec.org/Storage/48/4066_PALM-09-02-e.pdf. Accessed 19 September 2011.

- Current, D., 2006. The International Market for Cut Greens from the Genus *Chamaedorea*: Current market conditions and opportunities. Conservation International.
http://econegociosforestales.com/enf/files/The_International_Market_for_Cut_greens.pdf. Accessed 19 September 2011.
- Dahringer, G., 2010. Fortalecimiento de la Capacidad de la Organización Regional de Palma Camedor de la Sierra Madre de Chiapas para mejorar el acceso a mercados nacionales e internacionales. Informe y productos finales. Pronatura, San Cristóbal de las Casas, Mexico.
- Dove, M.R., 1993. A revisionist view of tropical deforestation and development. *Env. Cons.* 20, 17-24.
- Endress, B., Gorchoy, D.L., Noble, R.B., 2004. Non-Timber Forest Product Extraction: Effects of Harvest and Browsing on an Understory Palm. *Ecol. Appl.* 14, 1139-1153.
- Endress, B., Gorchoy, D.L., Berry, E.J., 2006. Sustainability of a non-timber forest product: Effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. *For. Ecol. Manag.* 234, 181-191.
- Evans, M.I., 1993. Conservation by commercialization, in Hladik, C.M., Hladik, A., Linares, O.F., Pagezy, H., Semple, A., Hadley, M. (eds) *Tropical forests, people and food: biocultural interactions and applications to development*, MAB Series, Volume 13, UNESCO, Paris and Parthenon, Carnforth, France and UK.
- Falconer, J., 1990. The major significance of 'minor' forest products: The local use and value of forest in the west African humid forest zone. FAO Community Forestry Note 6, Rome, Italy.
- Farías, R., 2001. Globalisation and livelihood diversification through non-traditional agricultural products: The Mexico case. *ODI Natural Resource Perspectives*, 67, London, UK.
- Feder, G., Just, R.E., Zilberman, D., 1985. Adoption of agricultural innovations in developing countries: A survey. *Econ. Dev. Cult. Chang.* 33, 255-298.
- Feder, G., Umali, D.L., 1993. The adoption of agricultural innovations: A review. *Technol. Forecast. Soc. Chang.* 43, 215-239.
- Foster, A.D., Rosenzweig, M.R., 1995. Learning by doing and learning from others: Human capital and technical change in agriculture. *J. Polit. Econ.* 103, 1176-1209.
- Franzel, S.C., Scherr, S.J., 2002. *Trees on the farm: Assessing the adoption potential of agroforestry practices in Africa*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Freese, C.H., 1996. *The commercial, consumptive use of wild species, managing it for the benefit of biodiversity*. WWF, Washington DC, USA.
- Geissert Kientzm, D., Pérez Portilla, E., 2006. Zonificación agroecológica de sistemas agroforestales: el caso café (*Coffea arabica* L.)-palma camedor (*Chamaedorea elegans* Mart.). *Interciencia* 31, 556-562.

- Godoy, R., Bawa, K., 1993. The economic value and sustainable harvest of plants and animals from the tropical forest: assumptions, hypotheses, and methods. *Econ. Bot.* 47, 215-219.
- Godoy, R., Wilkie, D., Overman, H., Cubas, A., Cubas, G., Demmer, J., McSweeney, K., Brokaw, N., 2000. Valuation of consumption and sale of forest goods from a Central American rain forest. *Nature* 406, 62-63.
- Gray, A., 1990. Indigenous people and the marketing of the rainforest. *The Ecologist* 20, 223-227.
- GUIASS, Pronatura, 2009. Manejo de poblaciones en vida libre para la conservación y aprovechamiento sustentable de la palma Camedor. Ejido Sierra Morena, Municipio de Villacorzo, Chiapas.
- Homma, A.K.O., 1992. The dynamics of extraction in Amazonia: a historical perspective. Non-timber products from tropical forests: evaluation of a conservation and development strategy, in: Nepstad, D.C., Schwartzman, S. (eds) *Non-timber products from tropical forests: evaluation of a conservation and development strategy*, *Advances in Economic Botany* 9, New York Botanical Garden, New York, USA, pp 23-32.
- Iversen, V., Chetry, B., Francis, P., Gurung, M., Kafle, G., Pain, A., Seeley, J., 2006. High value forests, hidden economies and elite capture: Evidence from forest user groups in Nepal's Terai. *Ecol. Econ.* 58, 93-107.
- Johnson, D.V., 1997. *Non-wood forest products: Tropical palms*. FAO, Rome, Italy.
- Kumar, N., Saxena, N.C., 2002. India's forests: potential for poverty alleviation, in: Lele, U.J. (ed) *Managing a Global Resource: Challenges of Forest Conservation and Development*, Transaction Publishers, New Jersey, USA, pp 99-136.
- Marra, M., Pannell, D.J., Abadi Ghadim, A.K., 2003. The economics of risk, uncertainty and learning in the adoption of new agricultural technologies: where are we on the learning curve? *Agric. Syst.* 75, 215-234.
- Marshall, E., Newton, A.C., Schreckenberg, K., 2003. Commercialisation of non-timber forest products: first steps in analysing the factors influencing success. *Int. For. Rev.* 5, 128-137.
- Marshall, E., Schreckenberg, K., Newton, A.C., 2006. Commercialization of non-timber forest products: factors influencing success: lessons learned from Mexico and Bolivia and policy implications for decision-makers. UNEP World Conservation Monitor Centre, Cambridge, UK.
- Mercer, D.E., 2004. Adoption of agroforestry innovations in the tropics: a review. *Agroforestry Systems* 61, 311-328.
- Myers, N., 1988. Tropical forests: much more than stocks of wood. *J. Trop. Ecol.* 4, 209-221.
- Neumann, R.P., Hirsch, E., 2000. *Commercialisation of non-timber forest products: review and analysis of research*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Panayotou, T., Ashton, P., 1992. *Not by timber alone: economics and ecology for sustaining tropical forests*. Island Press, Washington DC, USA.

- Pannell, D.J., Marshall, G.R., Barr, N., Curtis, A., Vanclay, F., Wilkinson, R., 2006. Understanding and promoting adoption of conservation practices by rural landholders. *Aust. J. Exp. Agric.* 46, 1407-1424.
- Plotkin, M.J., Famolare, L., 1992. Sustainable harvest and marketing of rain forest products. Island Press, Washington DC, USA.
- Pomp, M., Burger, K., 1995. Innovation and imitation: Adoption of cocoa by Indonesian smallholders. *World Dev.* 23, 423-431.
- Quero, H.J., 1994. Flora de Veracruz, Fascículo No 81, Palmae. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa, Mexico.
- Radachowsky, J., Ramos, V.H., García, R., López, J., Fajardo, A., 2004. Effects of managed extraction on populations of the understory palm, xaté (*Chamaedorea* sp.) in northern Guatemala: Monitoring ecological integrity of the Maya Biosphere Reserve, Peten, Guatemala. Wildlife Conservation Society.
- Rawat, G.S., 1997. Conservation status of forests and wildlife in the Eastern Ghats, India. *Environ. Conserv.* 24, 307-315.
- Rebelo, A.G., Holmes, P.M., 1988. Commercial exploitation of *Brunia albiflora* (Bruniaceae) in South Africa. *Biol. Conserv.* 45, 195-207.
- Rico, L., Ruiz Pérez, M., Reyes, F., Barrasa, S., Contreras, E., 2011. Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. *Ecol. Econ.* 70, 2361-2368.
- Ruiz Pérez, M., Zhong, M., Belcher, B., Xie, C., Fu, M., Jinzhong, X., 1999. The role of bamboo plantations in rural development: the case of Anji County, Zhejiang, China. *World Dev.* 27, 101-104.
- Ruiz Pérez, M., Belcher, B., Youn, Y.C., Achdiawan, R., Alexiades, M., Aubertin, C., Caballero, J., Campbell, B., Clement, C., Cunningham, T., Fantini, A., de Foresta, H., García Fernández, C., Gautam, K., Hersch Martínez, P., de Jong, W., Kusters, K., Kutty, M., López, C., Fu, M., Martínez Alfaro, M.A., Nair, T.K.R., Ndoye, O., Ocampo, R., Rai, N., Ricker, M., Schreckenberg, K., Shackleton, S., Shanley, P., Sunderland, T., Youn, Y., 2004. Markets drive the specialization strategies of forest peoples. *Ecol. Soc.* 1, 23.
- Sain, G., Barreto, H., 1996. The adoption of soil conservation technology in El Salvador: linking productivity and conservation. *J. Soil Water Conserv.* 51, 1495-1506.
- Santos, J. de los, López Paniagua, J., González, A., 2004. Informe del mercado de la Palma Camedor.
- Santos J de los, Edouard F, Marshall E, 2006. Camedora palm: *Chamaedorea elegans*, *C. concolor*, *C. oblongata* (Palmae). Mexican palm fronds for the US floral industry: opportunities and threats presented by a successful entrepreneur, in: Marshall, E., Schreckenberg, K., Newton, A. (eds) Commercialization of non-timber forest products: factors influencing success. Lessons learned from Mexico and Bolivia and policy implications for decision-makers, UNEP World Conservation Monitor Centre, Cambridge, UK, pp 57-60.

- Scherr, S.J., 1995. Economic factors in farmer adoption of agroforestry: Patterns observed in western Kenya. *World Dev.* 23, 787-804.
- Scherr, S.J., 2000. A downward spiral? Research evidence on the relationship between poverty and natural resource degradation. *Food Policy* 25, 479-498.
- Schreckenberg, K., Degrande, A., Mbosso, C., Boli Baboulé, Z., Boyd, C., Enyong, L., Kanmegne, J., Ngong, C., 2002. The social and economic importance of *Dacryodes edulis* (G. Don) HJ Lam in Southern Cameroon. *For. Trees Livelihoods* 12, 15-40.
- Shanley, P., Pierce, A.R., Laird, S.A., Robinson, D., 2008. Beyond timber: certification and management of non-timber forest products. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Shapiro BI, Wade Brorsen B, Doster DH, 1992. Adoption of double-cropping soybeans and wheat. *South. J. Agric. Econ.* 24, 33-40.
- Sheil, D., Wunder, S., 2002. The value of tropical forest to local communities: complications, caveats, and cautions. *Conserv. Ecol.* 6, 9.
- Shively, G.E., 2001. Poverty, consumption risk, and soil conservation. *J. Dev. Econ.* 65, 267-290.
- Simpson, R.D., Sedjo, R.A., Reid, J.W., 1996. Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research. *J. Polit. Econ.* 104, 163-185.
- Sullivan, T., Kosidowski, K., 2010. Operational and Promotional Strategy for Sustainable Growth of the Eco-Palm Project. Pronatura Sur and CINRAM.
- te Velde, D.W., Rushton, J., Schreckenberg, K., Marshall, E., Edouard, F., Newton, A., Arancibia, E., 2006. Entrepreneurship in value chains of non-timber forest products. *For. Policy Econ.* 8, 725-741.
- Ticktin, T., 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *J. Appl. Ecol.* 41, 11-21.
- Tiwari, B.K., 2000. Non-timber forest produce of north east India. *J. Hum. Ecol.* 11, 445-455.
- Toledo, V., Ortiz-Espejel, B., Cortés, L., Moguel, P., Ordoñez, M., 2003. The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: a case of adaptive management. *Conserv. Ecol.* 7, 9.
- Uhl, N.W., Dransfield, J., 1987. *Genera palmarum*. Allen Press, Kansas, USA.
- Vovides, A., García Bielma, M., 1994. A study of the in situ situation of four species of threatened understory palms of the genus *Chamaedorea* in the wild in the state of Veracruz, Mexico. *Principes*, 38, 109-113.
- Walter, K.S., Gillett, H.J., 1998. 1997 IUCN Red List of Threatened Plants, IUCN/The World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Wilsey, D.S., Radachowsky, J., 2008. Keeping NTFPs in the Forest: Can certification provide an alternative to intensive cultivation? *Ethnobot. Res. Appl.* 5, 45-58.

- Wilsey, D.S., Hildebrand, P.E., 2011. Chamaedorea Palm Frond Commercialization and Certification Considered from a Smallholder Livelihood System Perspective. *Small-scale For.* 10, 67-81.
- Wilshusen, P.R., Brechin, S.R., West, P.C., Fortwangler, C.L., 2002. Reinventing a Square Wheel: Critique of a Resurgent "Protection Paradigm" in International Biodiversity Conservation. *Soc. Nat. Resour.* 15, 17-40.
- Wynberg, R., Laird, S., Botha, J., Den, A.S., McHardy, T., 2003. The management, use and commercialisation of marula: policy issues. Project report, DFID/FRP Winners and Losers project, Science and Technology Policy Research Centre, University of Cape Town, Cape Town, South Africa.

Capítulo 8 Managing the commons: Social capital network analysis of a forest community in a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico

Luis Rico García-Amado. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Manuel Ruíz Pérez. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Irene Iniesta-Arandia. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Guillaume Dahringer. Pronatura Sur, San Cristóbal de las Casas, México.

Felipe Reyes. Escuela de Biología. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Sara Barrasa. Centro de Geografía Humana, Colegio de Michoacán, La Piedad, México.

Governance of the commons depends on the capacity to generate collective action. Networks and rules that foster that collective action have been defined as social capital. However, their causal link is still not fully understood. We use social network analysis to assess social capital, decision-making, and collective action in a forest-based common pool resource management in La Sepultura Biosphere Reserve (Chiapas, Mexico). Our research analyzes the productive networks and the evolution of coffee groups in one community. The network shows some centrality, with richer landholders tending to occupy core positions and poorer landless peasants occupying peripheral ones. This has fostered the community's environmentally oriented development but has also caused internal conflicts. Market requirements have shaped different but complementary productive networks, where organic coffee commercialization is the main source of bridging ties, which has resulted in more connectivity and resilience. Conservation attitudes, along with the institutional setting of the community, have promoted collective action. The unresolved conflicts, however, still leave some concerns about governance in the future.

Palabras clave: collective action; community forest management; ejido; Mexico; social capital; social network analysis

Artículo publicado: *Ecology and Society* 17 (2012), 3.



Research

Building ties: social capital network analysis of a forest community in a biosphere reserve in Chiapas, Mexico

*Luis Rico García-Amado*¹, *Manuel Ruiz Pérez*², *Irene Iniesta-Arandia*¹, *Guillaume Dahringer*³, *Felipe Reyes*⁴, and *Sara Barrasa*⁵

ABSTRACT. Governance of the commons depends on the capacity to generate collective action. Networks and rules that foster that collective action have been defined as social capital. However, their causal link is still not fully understood. We use social network analysis to assess social capital, decision-making, and collective action in a forest-based common pool resource management in La Sepultura Biosphere Reserve (Chiapas, Mexico). Our research analyzes the productive networks and the evolution of coffee groups in one community. The network shows some centrality, with richer landholders tending to occupy core positions and poorer landless peasants occupying peripheral ones. This has fostered the community's environmentally oriented development but has also caused internal conflicts. Market requirements have shaped different but complementary productive networks, where organic coffee commercialization is the main source of bridging ties, which has resulted in more connectivity and resilience. Conservation attitudes, along with the institutional setting of the community, have promoted collective action. The unresolved conflicts, however, still leave some concerns about governance in the future.

Key Words: *collective action; community forest management; ejido; Mexico; social capital; social network analysis*

INTRODUCTION

Conservation and development initiatives in tropical forests rely on the governance of ecosystems (Folke et al. 2005). Governance varies according to the types of natural resources, property rights, and institutions ruling them (Schlager and Ostrom 1992, Vatn 2007). The importance and tradition of communal forests in the tropics (Richards 1997, Gilmour and Fisher 2011) has led to proposing common pool resource management as a viable approach to achieve forest conservation and development (Klooster and Masera 2000, Berkes 2004, Charnley and Poe 2007).

Within the broad literature on the governance of the commons (Feeny et al. 1990, Ostrom 1990, Agrawal 2001, Dietz et al. 2003), collective action is a *sine qua non* condition for a sustainable use of common pool resources (Ostrom 1990, Pretty and Smith 2004). However, the way in which collective action is produced is still not fully understood (Heckathorn 1996, Agrawal and Ostrom 2001), and some doubts and concerns have been expressed in relation to community forest management (Acheson 2006, Tacconi 2007, Ezzine de Blas et al. 2011).

The concept of social capital has gained support in the literature as a means for fostering collective action by lowering transaction costs and inhibiting free-riding (Ostrom 1994, Putnam 2001, Lehtonen 2004). Based on the idea of social embeddedness (Granovetter 1973), social capital has been defined as “the norms and networks facilitating collective action for mutual benefit” (Woolcock 1998:155). Among these norms and networks, relations of trust; reciprocity and exchanges; common rules, norms, and sanctions; and

connectedness in networks and groups are positively related to collective action for a sustainable governance of the commons (Pretty and Ward 2001).

The social capital concept has been criticized for its lack of clarity (Portes 2000, Portes and Landolt 2000). The causality link between social capital and collective action can be tautological (Ballet et al. 2007). Some critics argue that norms and networks are not enough to explain the success in conservation without including other factors, such as cultural background (Clever 2000, Ballet et al. 2007). On the other hand, social capital, despite achieving positive environmental outcomes, can have negative impacts for poorer and marginalized populations (Agarwal 2001, Van Staveren 2003). Thus, it can obscure class and power relations (Harriss 2002).

Ishihara and Pascual (2009) integrate these criticisms, proposing Chwe's (1999) concept of “common knowledge” to fill the gap between social capital, collective action, and natural resource governance. Common knowledge is the set of understandings embedded in a given social structure, which enables putting resources to a particular use. Consequently, social capital generates a common knowledge that, depending on the power relationships, can be shared in order to succeed in collective action (Ishihara and Pascual 2009).

Social network analysis (SNA) provides the tools for understanding embeddedness and power structures within any group, and thereby helps to unravel the links between social capital and collective action in natural resource management (Gould 1993, Borgatti and Foster 2003, Siegel 2009, Bodin

¹Ecology Department. Universidad Autónoma de Madrid, ²Ecology Department. Universidad Autónoma de Madrid., ³Pronatura-Sur A.C., ⁴Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, ⁵Colegio de Michoacán

and Prell 2011). SNA also illustrates the existence of subgroups in network structures, which complements the understanding of intra-community power relations and possible specializations around livelihood activities (Girvan and Newman 2002).

We analyze the social network (SN) of a forest community to understand social capital, decision-making, and collective action in forest-based common pool resource management. Despite some case studies (Crona and Bodin 2006, Ernstson et al. 2008, Prell et al. 2008, Downey 2010), social networks fieldwork research on natural resource management is still limited (Bodin and Crona 2009, Crona and Hubacek 2010). With this study we attempt to contribute to the social network research on bottom-up approaches to govern the commons. Specifically, we analyze the social relations around the management of a common pool resource and try to establish the role of social networks in productive activities and in achieving a common knowledge aimed at conserving the forests upon which these activities rely.

Community forestry in Mexico

Mexico is a laboratory for community tenure (Bray et al. 2005). The main common property type is the ejido, a structure created after the 1910 revolution in order to give land to poor peasants. Ejidos are held communally and involve community work, “tequio”, even though de facto they often mix communal land and private property (Haenn 2006). In 1992 the Constitution was changed in order to legalize the parceling of the ejido (Cornelius and Myhre 1998, Klooster 2003). Currently, 54% of Mexican land corresponds to ejidos, of which about 2/3 is still used communally (INEGI 2007). Of the total 31,500 communities, between 7000 and 9000 live in or nearby forests (Bray et al. 2005, INEGI 2007).

There are two types of dwellers inside ejidos. Ejidatarios own the land and have full rights in the community’s assembly, where decisions about the management of common land are taken. Pobladores have no land tenure rights—except for small pieces of land sold or donated by ejidatarios—and do not vote in the assembly; therefore, although they can participate in some common land management activities, they do not take part in the decision-making process. Inheriting is the main way to become an ejidatario, a factor that hinders land acquisition and the access to full land entitlement for the new generations (Barnes 2009). The tension between ejidatario and poblador tends to underscore the rest of social relations in the ejido.

Mexico has a long tradition of forest resource management (Toledo et al. 2003). Examples of it can be found in coffee agroforests in the Mexican south (Moguel and Toledo 1999) or in community managed forests in Quintana Roo, Oaxaca, Durango, or Guerrero (Wilshusen et al. 2002, Bray et al. 2005). Based on these experiences, Mexico has developed policies for fostering community development by combining primary (agriculture, forestry), secondary (small-scale rural

industries), and tertiary (ecotourism) activities (Torres 2003, Bray et al. 2006).

Study area

The study was conducted in the ejido Sierra Morena, located in La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. The ejido has 1750 ha of a variety of ecosystems—mixed pine-oak, cloud, and subperennial rainforest—due to an altitudinal variation that goes from 750 to 1400 meters above sea level. In 1970 a group of landless farmers took the land from a big landowner who was illegally holding it, a very common story in the area because Chiapas did not benefit from land reform right after the revolution (Bobrow-Strain 2004). The first ejidatarios had to defend the land from the illegal landowner’s attacks until the ejido was formally established in 1978. During that time, the community decided to work the land collectively, until internal problems led to the parceling of the 340 ha of productive land in 1981, while the rest remained collectively managed.

Poor results after the initial planting of the traditional beans and corn system “milpa” led to a shift towards a more environmental approach based on shade coffee and Chamaedorea palm so as “not to cut down all the forest”, as different founders of the ejido told us. Since the creation of the biosphere reserve in 1995, governmental and nongovernmental environmental institutions have underpinned the conservation strategies of the ejido, reinforcing palm and coffee while promoting ecotourism and introducing a Payment for Environmental Services (PES) scheme. That has turned conservation into the “hallmark” of the place, as all the dwellers agree on the important benefits of conserving the forest (Rico García-Amado et al. 2011).

Thirty-two households permanently live in the ejido, seven of which are pobladores. Coffee is the main cash-generating activity, representing 50% of total income; palm is second, representing almost 25%. PES, other social subsidies, cattle ranching, and ecotourism constitute the rest. Non market activities—production of corn, beans, chickens, and backyard vegetables—are marginal, although they represent an important part of the pobladore’s income.

METHODS

A total of six months of participant observation took place at different times from 2007 to 2009, which allowed time to win interviewees confidence and to corroborate ex-post the results of the analysis. Semi-structured interviews of all adults in the ejido ($n = 66$) were implemented at different times to gather socioeconomic and management information. The social network survey was conducted during January and February 2010 and included all household heads ($n = 32$), the network thus representing the ejido’s dwellers’ universe. Women were included in the socioeconomic questionnaires but did not take part in the SNA because their collaboration in the main cash-

generating activities is very limited and they do not participate in the assemblies. This was confirmed by the fact that no woman was mentioned as part of the social relations network in the social network interviews.

The SNA focused on two main topics: the analysis of the different groups established in productive activities, and the temporal analysis of the coffee groups in the area. The latter was selected due to the economic importance of coffee and the fact that it has showed a strong dynamism with several partitions and restructurings during the last decade.

The first topic was covered by a single question: “To whom do you relate for different productive activities?”—“relate” referring to work-related demand of assistance. Each interviewee was asked to establish their list of interactions. The fact that “A” mentioned “B” does not necessarily imply that “B” mentioned “A”. This resulted in a directional, binary, actor-by-actor matrix. Responses were codified according to the different activities mentioned, resulting in an ejido’s global network, which could be divided into five specific networks: coffee, palm, ecotourism, authorities, and general all-purpose.

Coffee group data for the second topic of the network analysis were obtained during the interviews by asking stakeholders about the coffee groups they had belonged to in the past. These data were cross-checked with the environmental organizations that were working in the area and collaborating with coffee groups. After the detailed social network survey of 2010, the coffee groups changed again, and this information was updated based on specific data requested for this purpose.

Data analysis was done using UCINET 6.0 (network analysis), NetDraw 2.098 (graph visualization), and two statistical packages: SPSS 17.0 and R. Because standard inferential statistical tools cannot be applied to SNA, we used a random permutation approach to test differences in the attributes that explain network centrality (Hanneman and Riddle 2005).

RESULTS

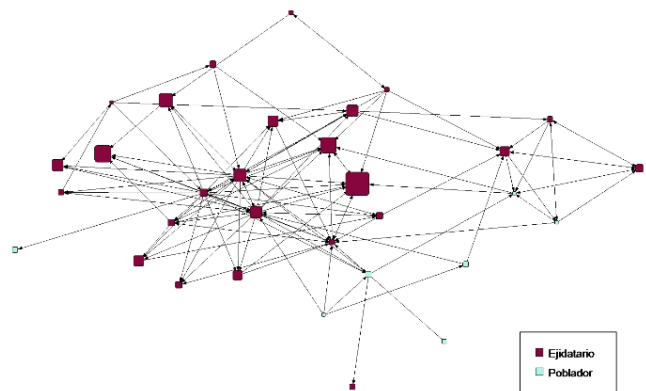
Productive network analysis

The sociogram of all the relationships identified during the interviews is shown in Figure 1. We used UCINET categorical core/periphery genetic algorithm to calculate the degree of resemblance of the data to a star network (0 = no resemblance; 1 = perfect resemblance), and obtained a fitness of 0.524. The block density matrix of the categorical core/periphery analysis gave values of 0.625 for core-core ties and 0.058 for periphery-periphery ties, suggesting a non-negligible level of centrality (Hanneman and Riddle 2005).

Network betweenness was 31.71%, indicating a tendency to form groups (Bodin et al. 2006). Clustering and groups were analyzed using NetDraw. Girvan-Newman clustering best fit ($Q = 0.158$) consisted of five groups: three single peripheral nodes; a five-nodes group, clearly separated on the right part

of Figure 1; and a large group with the remaining 24 nodes. The five-nodes group, which as shown below has specific features, was also identified in a two-groups clustering based on either factions or geodesic distances, which validates the identification of this specific group. However, this group was not isolated due to the existence of bridging links with some core members.

Fig. 1. Sociogram based on all relationships. Node size is proportional to cash income.



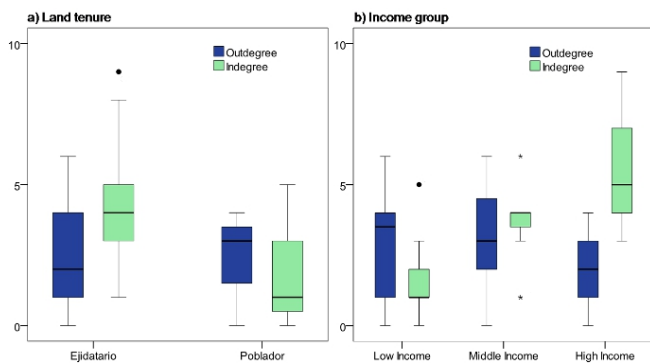
Indegree quantifies how much a given person is a reference or focal point for the rest, which indicates the ability of an individual to be relied on, and thus creates a hierarchical network with the most sought after individuals at the top. Outdegree goes from a given actor to the rest of the ejido, which measures the capacity of connecting with others. The hierarchy of the network was assessed using Krackhardt GTD analysis (Krackhardt 1994). Three of the four parameters were close to 1 (connectedness = 1.000; hierarchy = 0.554; efficiency = 0.841; least upper bound = 0.983), indicating the presence of a hierarchy in the network.

The two main factors determining the position in the network were land tenure and level of income, two variables that are covariates (U Mann-Whitney; $z = 3.305$; $p = 0.001$). The core was occupied by richer ejidatarios, whereas the poorer pobladores were displaced towards the periphery. Moreover, income and tenure affected particularly the indegree, whereas they did not have a significant effect on the outdegree, as showed in Figure 2. Indegree-based *T*-test for tenure confirmed that ejidatarios were mentioned significantly more often ($t = 1.891$; $p = 0.034$), but there were no statistical differences in outdegree ($t = 0.458$; $p = 0.325$). Likewise, the ANOVA test for levels of income indicated that the upper income tercile had a significantly higher indegree ($F = 4.007$; $p = 0.029$), whereas no significant differences were found regarding outdegree ($F = 0.041$; $p = 0.928$). Age and education had no significant effect on degree of centrality.

Table 1. Characteristics of the specific networks; n.s.= not statistically significant.

	Active Nodes	Ties	Transitivity	Network Central. Indegree	Network Central. Outdegree	Tenure status (Fisher test, bilateral)	Income 2010 (Fisher Freeman Halton)
General	28	51	7.76%	11.34	14.67	n.s.	n.s.
Coffee	20	22	2.20%	11.03	17.69	n.s.	High Income ($p = 0.054$)
Palm	19	54	11.86%	11.03	50.99	Ejidatario ($p = 0.091$)	High Income ($p = 0.000$)
Ecotourism	4	6	25.00%	6.04	9.37	n.s.	Low Income ($p = 0.097$)
Authorities	12	11	0.00%	32.15	5.52	n.s.	n.s.

Fig. 2. Outdegree and indegree boxplots for (a) land tenure (ejidatario versus poblador) and (b) income group (terciles of income).



The global network included five types of relationships: three specific economic activities (coffee, palm, and ecotourism); a general, all-purpose, economic-related link; and the interactions with the formal, publicly elected authorities of the ejido. This resulted in five networks that could occasionally have overlapping bonds, such as coffee and palm. However, this overlapping was infrequent, as the global network had 123 ties, whereas the specific networks ties summed 144 altogether. The characteristics of the specific networks are summarized in Table 1.

The general network, constructed on all-purpose or unspecified relations, included most of the ejido’s members. Coffee, the main economic activity carried out by all members of the community, was the largest of the three income-related networks. The palm network was also large (despite this activity being less spread out) because it involves all members of the palm cooperative and had the highest number of ties. The ecotourism network was composed of the four people engaged in this activity who do not belong to the palm cooperative. The authorities network had the highest indegree and resembled an almost pure star network because the Comisariado ejidal attracted all the bonds.

The degree of closeness of each specific network was estimated through its transitivity—the probability that if “A” directs a tie to “B” and “B” directs a tie to “C”, then “A” also directs a tie to “C” (Girvan and Newman 2002, Hanneman and Riddle 2005). Ecotourism and palm had the highest transitivity, which suggested tied, cohesive groupings, although care must be taken, especially in the case of the ecotourism network due to its small size.

We applied Fisher’s small samples exact test between ejidatarios and pobladores to compare their participation in the different networks (Table 1). Ejidatarios were significantly more present on the palm network, whereas pobladores did not take part more significantly in any of the networks. We used the Freeman-Halton extension of Fisher’s exact test for more than two populations to contrast income terciles. People from the high income tercile were more present in the coffee and palm networks, while the ecotourism network was made mostly of people in the lower income tercile. The general and authorities networks did not show significant differences in their parameters with regards to tenure or income.

Individuals were assigned to the specific network for which they had the highest indegree, and this information was plotted in the network to characterize the dominant grouping activities (Fig. 3). While palm acted as a strong networking activity, coffee was represented by the leaders of two of the three coffee groups of the ejido, a feature shared by the authority’s network represented only by the Comisariado ejidal. The general network included the peripheral actors excluded from other productive networks and one of the founders of the ejido, who was also the node with the highest betweenness in the global network.

Coffee groups network analysis

While palm and ecotourism have each remained under a single group, coffee has changed in number and composition of groups during the last decade. We used network analysis to understand social evolution around coffee activities. Organized coffee producers enjoy some advantages, notably transport facilities, support for organic certification schemes, and better prices (Table 2).

Fig. 3. Sociogram of individuals assigned to the network with the highest indegree. Node size is proportional to indegree.

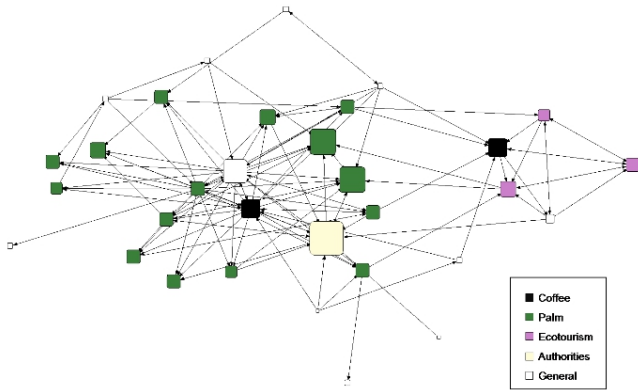


Table 2. Average selling prices for organized and individual ejido's coffee producers. Based on our fieldwork data. Prices are in Mexican pesos per kilo.

	2007	2008	2010
Organized sellers	21.4	23.4	32.6
Individual sellers	18.1	21.0	27.0

Figure 4 illustrates the changes in coffee groups and the people involved in them. At the start of 2000 (Fig. 4a, black ties) there was a single group, while the rest of the ejido sold the coffee individually. Existing tensions among members of the group led to a split in 2004 (Fig. 4b, black and green ties). In 2008, some people, mostly peripheral members, created a third group (Fig. 4c, pink ties). Some members of the first and second groups, along with the entirety of the third group, started a new group open to all ejido members, both ejidatarios and pobladores, in 2010 (Fig. 4d, orange ties). Finally, in 2011, this group reached 24 people, including all the former members of the second group (Fig. 4e).

Different dynamics influenced the creation of the groups. The 2004 new group was formed, with help from Conservation International, around some members of the palm cooperative that had been created four years earlier and enjoyed support from Conservation International. The third group was established by people not belonging to any of the two existing groups, who looked for the advantages of being organized. The last group represents a major organizational shift based on the idea of creating a local coffee brand by taking advantage of the environmental prestige of the place. This idea was fostered by environmental institutions working in the area, mainly CONANP, the National Commission for Protected Areas.

The use of nonparametric tests allowed us to assess differences in group integration according to land tenure and income (Table 3). Fisher's small samples exact test was used to compare ejidatarios and pobladores. The differences were not statistically significant at $p < 0.10$, although the initial group was an ejidatarios-only group, whose relatively small size did not allow it to reach the level of statistical significance.

The Fisher Freeman Halton extension of the Fisher test was used to analyze income differences. The 2000 and 2004 groups showed a significant predominance of the richer members of the community. The creation of the third and fourth groups facilitated the entrance of poorer members, which resulted in a lack of income-related statistical significance of group composition.

Table 3. Statistical tests for land tenure and income terciles in coffee groups; n.s.= not statistically significant.

	Tenure status (Fisher test)	Income (Fisher Freeman Halton)
Coffee Groups 2000	n.s.	High Income ($p = 0.002$)
Coffee Groups 2004	n.s.	High Income ($p = 0.046$)
Coffee Groups 2008	n.s.	n.s.
Coffee Groups 2010	n.s.	n.s.
Coffee Groups 2011	n.s.	n.s.

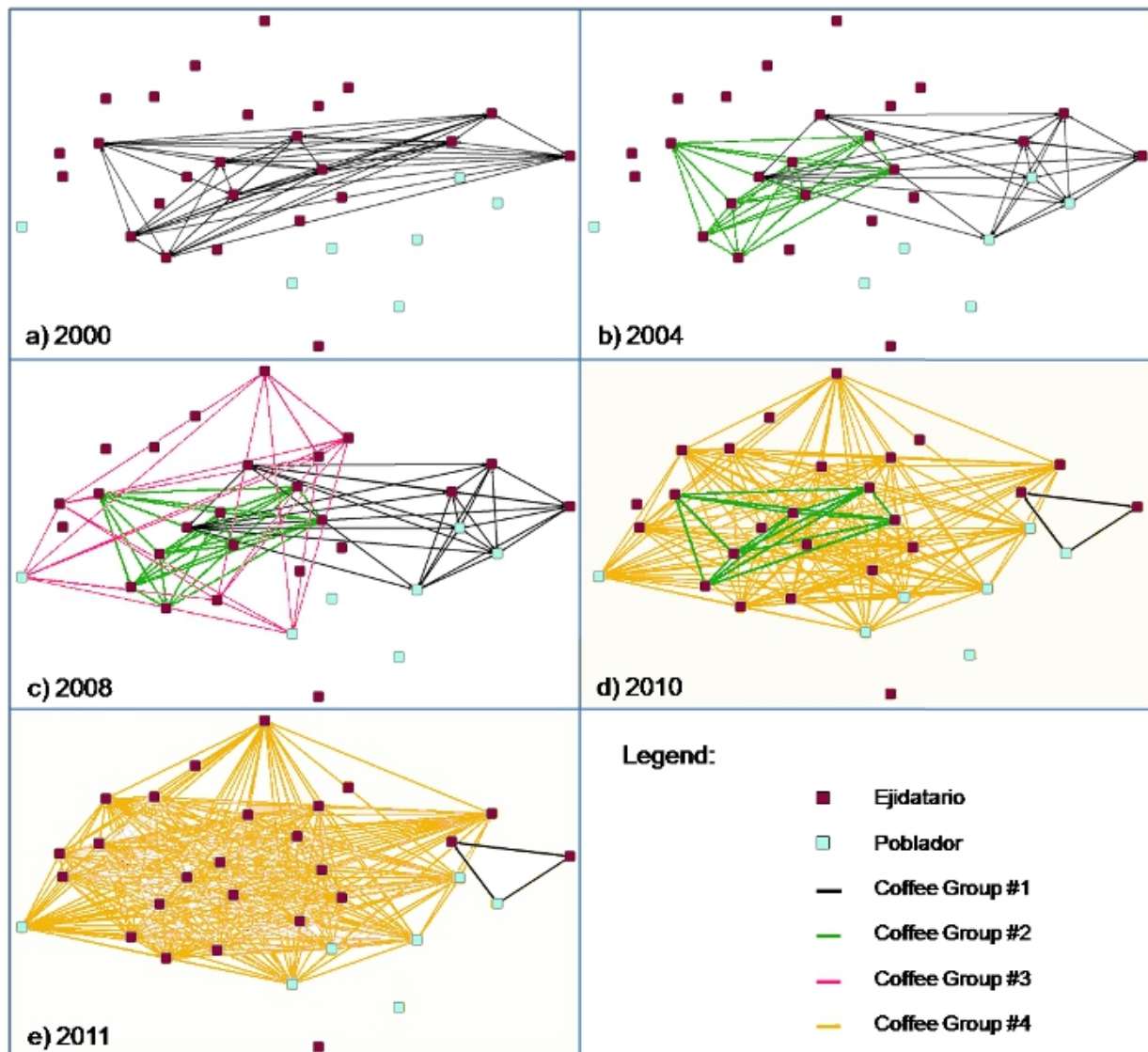
DISCUSSION

Community network structure

Sierra Morena, like many other ejidos in Mexico, is not a uniform community (Barnes 2009). The results show the existence of centrality in the network (Borgatti and Everett 1999), where richer ejidatarios—being mentioned significantly more frequently by other nodes—tend to occupy core positions. High indegree ejidatarios—frequently sought people—act as focal points, depicting a hierarchical structure (confirmed by the Krackhardt test) where its network position is an indicator of the acquired social status (Snijders 2010), which in this case relates to land tenure rights and income. The relationship between economic assets and network centrality has been demonstrated in other places (Wu and Pretty 2004).

Ejidos, as other theoretically horizontal structures, are not free from power asymmetries (Whitehead and Tsikata 2003, Peters 2004). Centralized structures are related to group efficiency in problem solving (Freeman 1978, Bonacich 1987), and they can be optimal in the initial phases of any institution or in times of change (Bodin et al. 2006, Janssen et al. 2006). In this case, some central actors have been crucial in the community because they are the ones that have historically fostered connections with outside institutions, one of the key factors in understanding the successful development of the ejido. This has been similarly reported in other contexts (King 2000).

Fig. 4. Evolution of coffee groups, 2000–2011.



By introducing innovations like the first coffee or palm cultivated plots, core actors have acted as bridges (bringing information from outside) and hubs (disseminating it). This confirms Bodin and Crona’s (2009) hypotheses about the potential positive effect of core actors “with regard the adoption of new, more sustainable farming techniques and agricultural output at the village level” that “could be beneficial for other forms of communication value to resource governance in the future” (Bodin and Crona 2009:371).

Innovations represent a process of collective learning consisting of information transmission and deliberation (Schusler et al. 2003, Newig et al. 2010). Core actors have been key for the social learning process of Sierra Morena.

However, other actors have also intervened since the ejido’s structures facilitate deliberation, and regulations must be discussed and approved within the assembly.

At the same time, our study also reflects the classical problems derived from centralized structures. Gains in collective action can be outweighed by the exclusion of actors from decision-making (Ernstson et al. 2008). This happened when Sierra Morena’s collective working broke down in the 1980s due to leadership problems, a typical tendency in Mexican ejidos that usually parcel land after initially working in unity (Haenn 2006). Informal conversations about that period in Sierra Morena confirm that although the collective economy brought good levels of livelihood and equity, the rupture eventually

occurred due to the exclusion of people in decision-making. Collective working seems to have been reinforced while the land was being defended, as there was a clear and common purpose. Once achieved, however, rivalries easily emerged.

The five-node subgroup is evidence of these rivalries which have dominated the community since then. Their members did not enter the palm cooperative due to problems with palm leaders, and they preferred to start ecotourism activities on their own. While subgroups bring heterogeneity to the network, they can also prompt “us and them” attitudes, thereby hindering collective action (Borgatti and Foster 2003, Smith 2011).

Productive networks structure

Global processes such as market integration alter livelihoods and social relationships (Ruiz Pérez et al. 2004, Godoy et al. 2007) because they require investments in new productive structures that are adapted to different market demands. For example, productive organizations such as common forest enterprises are regarded as new ways of generating social capital motivated by external factors that can lead to positive outcomes in environmental governance (Antinori and Bray 2005). Our results show that after the breakdown of the ejido in individual plots, different livelihood activities have been the source of new networks. Coffee, the main income source, generates the largest network. Its transitivity is low because it is a commercialization network organized around a few coffee leaders that acts once a year around the coffee harvest period. Thus, it does not confer a strong group feeling.

The palm network is more transitive than that of the coffee in spite of having a comparable size. Because palm is a protected species, palm harvesting and commercialization are strongly regulated. Transitivity, a measure of clustering, implies cohesiveness, reciprocity, and fast communication inside the group. Unlike the coffee market, the palm market is a monopsony that works on a weekly basis. Thus, it requires more planning and coordination (Rico García-Amado et al. *unpublished manuscript*). A community enterprise—a cooperative in this case—suits these requirements better (Antinori and Bray 2005). This leads to strong and frequent interactions, which results in a tighter structure with highly united members. Although ejidatarios from the high income tercile predominate in the cooperative, it is also open to new members under strict entering conditions (commitment to plant 5 ha of palm, invest some money, and meet weekly palm deliveries), which has resulted in its recent expansion and incorporation of pobladores. As of December 2011, the palm cooperative consisted of 21 members.

Ecotourism, a small network in the ejido, was proposed by CONANP to diversify income options in the community. However, the area is off the main tourist routes, and ecotourism does not provide a stable source of income, as opposed to other places where it is displacing traditional activities (García-

Frapolli et al. 2008, Gutierrez Rodriguez et al. 2011). Hence, ecotourism in Sierra Morena is an inferior opportunity carried out by people from the low income tercile. The ecotourism network has the highest transitivity, a normal fact given its small size. It constitutes, together with one more person, a distinct subgroup in the cluster analysis, thereby suggesting a close structure.

Our study shows that market requirements, further than shaping livelihood strategies, also shape different types of networks. The palm network is dense and selective, while coffee is lax and inclusive; they form two different and yet complementary networks that are adapted to their respective market requirements. Both networks can strengthen each other because they occupy two different market niches. Ecotourism can be complementary to coffee as well, but not to palm.

Transitivity can also be understood as an indicator of bond strength, as tight bonds are expected to be more transitive (Granovetter 1973, 1983, Weimann 1983). Thus, a more transitive network like palm is a source of bonding ties that reinforce the division within the community, while coffee offers bridging ties that can potentially unite the whole ejido. While bonding ties—strong connections inside groups—provide trust relationships, bridging ties—weak inter-groups connections—give access to new opportunities, thereby increasing diversity and resilience (Borgatti and Foster 2003, Newman and Dale 2005, 2007). The general, all-purpose network can also act as a bridging link, particularly for those outside any other activity.

The creation of a unique and solid coffee group has increased the bridging ties that have contributed to the recovery of collective action after the individualization of the ejido. These links might evolve to bonding ties in the case of establishing a local coffee brand, as it may produce a denser and more transitive network due to increased planning and bureaucracy, similar to that of the palm cooperative.

The evolution of coffee groups has followed a classical adoption curve (Feder et al. 1985) where the wealthier integrated the first group, with most members of the ejido eventually joining in the last group. Coffee group establishment has been facilitated by the economic advantages the groups offer to farmers. But it was the existence of an original commons—the ejido—that prompted the emergence and reorganization of groups, especially for the poorer members, as prior experiences enhance the ability to agree upon rules (Ostrom 2000).

Building up social capital

The institutional setting of the ejido facilitates the building of social capital. It allows ties formation with face-to-face communications, and thus increases the potential for trust and reduces transaction costs (Pretty 2003). It also forces people to agree on common regulations and enforcement, including

community work (Gibson et al. 2005). And, as shown in this case, the ejido fosters the emergence of bridging bonds, which are important in order to achieve collective action (Newman and Dale 2005, Bodin et al. 2006).

These properties do not automatically shape the ejido as a horizontal, non-conflictive, and fair structure. The SNA in Sierra Morena has shown inequalities, distrust, and internal disputes, as other studies on the subject have also demonstrated (Agarwal 2001, Cleaver 2005). Still, they have achieved collective action that has led to positive outcomes on natural resource management. The common knowledge (to use Chwe's [1999] terminology) making it possible has been the strong consensus on the benefits of conservation: stable sources of income through organic markets, environmental quality of the place, and international prestige (Rico García-Amado et al. 2011).

The ejido's structure has provided the basis for farmers' organization in the organic market, permitting advancement in the value chain and improving their livelihoods, even for poorer members. Thus, the ejido, although harboring landless people and income differences (Taylor and Zabin 2000, Barnes 2009), can also be a buffer for inequalities, as it provides more opportunities for the landless than other types of properties (Bray et al. 2006, Rico García-Amado et al. 2011).

Authority rotation in Sierra Morena has helped disseminate power and build temporary bridging ties. This has led to a changing network and an increase in redundancy and has helped build resilience (Bodin et al. 2006). In this case, the current Comisariado, a young person from the middle income tercile, has the highest indegree. The authority's network is also a source of ties with outside institutions. Links with other ejidos, government institutions, environmental nongovernmental organizations, or international agents usually channeled through the Comisariado, have been crucial for the successful natural resource management in Sierra Morena, as they have helped in fostering common knowledge. Similarly, non-conflictive founding figures as the focal point of the general, all-purpose network act as an inclusive and social smoothing factor in the community.

Common knowledge is usually sown by dominant groups (Ishihara and Pascual 2009). However, its ability to generate bridging interactions and give some recognition and benefits to marginalized groups has helped accomplish a positive institutional outcome in Sierra Morena, in line with results shown in other places (Taylor 1994, Newell et al. 2004).

CONCLUSION

We have used social networks to analyze a rural community with a successful management of common pool natural resources. The network resembles a hierarchical structure, with the better off tending to be in the center, while the landless occupy peripheral positions. Although this has helped

organize productive activities in the ejido, it has also been the source of internal conflicts.

Market requirements shape productive networks. Commercialization groups, like those for coffee, generate bridging ties, while productive enterprises, like the palm cooperative, are a source of bonding ties. Thus, different activities form diverse and complementary networks.

Our study indicates that despite power asymmetries and internal conflicts, the ejido facilitates an effective management of common pool resources but does not guarantee its long term success. Hence, there is a need to actively work on the institutional model (Klooster 2000) to ensure that the network can be decentralized and efficient because "highly centralized networks may not be appropriate for governing social-ecological systems over time" (Bodin and Crona 2009:371). Reinforcing participatory education, higher transparency, and better integration of the excluded population (Agarwal 2000, Adams et al. 2003) could go in this direction.

Responses to this article can be read online at:

<http://www.ecologyandsociety.org/vol17/iss3/art3/responses/>

Acknowledgments:

We would like to thank CONANP staff, José Luis Molina and Sonia Hernández, for their useful help. The research has been partially funded by the Spanish Cooperation Agency (AECID).

LITERATURE CITED

- Acheson, J. M. 2006. Institutional failure in resource management. *Annual Review of Anthropology* 35:117–134. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123238>
- Adams, W. M., D. Brockington, J. Dyson, and B. Vira. 2003. Managing tragedies: understanding conflict over common pool resources. *Science* 302:1915–1916. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1087771>
- Agarwal, B. 2000. Conceptualising environmental collective action: why gender matters. *Cambridge Journal of Economics* 24:283–310. <http://dx.doi.org/10.1093/cje/24.3.283>
- Agarwal, B. 2001. Participatory exclusions, community forestry, and gender: an analysis for South Asia and a conceptual framework. *World Development* 29:1623–1648. [http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X\(01\)00066-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X(01)00066-3)
- Agrawal, A. 2001. Common property institutions and sustainable governance of resources. *World Development* 29:1649–1672. [http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X\(01\)00063-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X(01)00063-8)

- Agrawal, A., and E Ostrom. 2001. Collective action, property rights, and decentralization in resource use in India and Nepal. *Politics & Society* 29:485–514. <http://dx.doi.org/10.1177/0032329201029004002>
- Antinori, C., and D. Bray. 2005. Community forest enterprises as entrepreneurial firms: economic and institutional perspectives from Mexico. *World Development* 33:1529–1543. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.10.011>
- Ballet, J., N. Sirven, and M. Requier-Desjardins. 2007. Social capital and natural resource management: a critical perspective. *The Journal of Environment & Development* 16:355–374. <http://dx.doi.org/10.1177/1070496507310740>
- Barnes, G. 2009. The evolution and resilience of community-based land tenure in rural Mexico. *Land Use Policy* 26:393–400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.05.007>
- Berkes, F. 2004. Rethinking community-based conservation. *Conservation Biology* 18:621–630. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00077.x>
- Bobrow-Strain, A. 2004. (Dis) Accords: the politics of market-assisted land reforms in Chiapas, Mexico. *World Development* 32:887–903. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.01.007>
- Bodin, Ö., and B. I. Crona. 2009. The role of social networks in natural resource governance: what relational patterns make a difference? *Global Environmental Change* 19:366–374. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2009.05.002>
- Bodin, Ö., B. Crona, and H. Ernstson. 2006. Social networks in natural resource management: What is there to learn from a structural perspective? *Ecology and Society* 11(2):r2. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/resp2/>
- Bodin, Ö., and C. Prell. 2011. *Social networks and natural resource management: uncovering the social fabric of environmental governance*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Bonacich, P. 1987. Power and centrality: a family of measures. *American Journal of Sociology* 92:1170–1182. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1086/228631>
- Borgatti, S. P., and M. G. Everett. 1999. Models of core/periphery structures. *Social Networks* 21:375–395. [http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0378-8733\(99\)00019-2](http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0378-8733(99)00019-2)
- Borgatti, S., and P. Foster. 2003. The network paradigm in organizational research: a review and typology. *Journal of Management* 29:991–1013.
- Bray, D. B., C. Antinori, and J. M. Torres-Rojo. 2006. The Mexican model of community forest management: the role of agrarian policy, forest policy and entrepreneurial organization. *Forest Policy and Economics* 8:470–484. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2005.08.002>
- Bray, D. B., L. Merino-Perez, and D. Barry. 2005. *The community forests of Mexico*. University of Texas Press, Austin, Texas, USA.
- Charnley, S., and M. R. Poe. 2007. Community forestry in theory and practice: Where are we now? *Annual Review of Anthropology* 36:301–336. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123143>
- Chwe, M. S. Y. 1999. Structure and strategy in collective action. *American Journal of Sociology* 105:128–156. <http://dx.doi.org/10.1086/210269>
- Cleaver, F. 2000. Moral ecological rationality, institutions and the management of common property resources. *Development and Change* 31:361–383. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-7660.00158>
- Cleaver, F. 2005. The inequality of social capital and the reproduction of chronic poverty. *World Development* 33:893–906. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.09.015>
- Cornelius, W., and D. Myhre. 1998. *The transformation of rural Mexico: reforming the ejido sector*. Center for US-Mexican Studies, University Of California, San Diego, California, USA.
- Crona, B., and Ö. Bodin. 2006. What you know is who you know? Communication patterns among resource users as a prerequisite for co-management. *Ecology and Society* 11(2):7. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art7/>
- Crona, B., and K. Hubacek. 2010. The right connections: How do social networks lubricate the machinery of natural resource governance? *Ecology and Society* 15(4):18. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art18/>
- Dietz, T., E. Ostrom, and P. C. Stern. 2003. The struggle to govern the commons. *Science* 302:1907–1912. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1091015>
- Downey, S. S. 2010. Can properties of labor-exchange networks explain the resilience of swidden agriculture? *Ecology and Society* 15(4):15. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art15/>
- Ernstson, H., S. Sörlin, and T. Elmqvist. 2008. Social movements and ecosystem services—the role of social network structure in protecting and managing urban green areas in Stockholm. *Ecology and Society* 13(2):39. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art39/>

- Ezzine de Blas, D., M. Ruiz-Pérez, and C. Vermeulen. 2011. Management conflicts in Cameroonian community forests. *Ecology and Society* 16(1):8. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art8>
- Feder, G., R. E. Just, and D. Zilberman. 1985. Adoption of agricultural innovations in developing countries: a survey. *Economic Development and Cultural Change* 33:255–298. <http://dx.doi.org/10.1086/451461>
- Feeny, D., F. Berkes, B. J. McCay, and J. M. Acheson. 1990. The tragedy of the commons: twenty-two years later. *Human Ecology* 18:1–19. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00889070>
- Folke, C., T. Hahn, P. Olsson, and J. Norberg. 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources* 30:441–473. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144511>
- Freeman, L. C. 1978. Centrality in social networks conceptual clarification. *Social Networks* 1:215–239. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-8733\(78\)90021-7](http://dx.doi.org/10.1016/0378-8733(78)90021-7)
- García-Frapolli, E., V. M. Toledo, and J. Martínez-Alier. 2008. Adaptations of a Yucatec Maya multiple-use ecological management strategy to ecotourism. *Ecology and Society* 13(2):31. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art31/>
- Gibson, C. C., J. T. Williams, and E. Ostrom. 2005. Local enforcement and better forests. *World Development* 33:273–284. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.013>
- Gilmour, D., and B. Fisher. 2011. *FAO forestry paper 165. Reforming forest tenure. Issues, principles and process*. FAO, Rome, Italy.
- Girvan, M., and M. E. J. Newman. 2002. Community structure in social and biological networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99:7821–7826. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.122653799>
- Godoy, R., V. Reyes-García, T. Huanca, W. R. Leonard, R. G. Olvera, J. Bauchet, Z. Ma, J. John, M. Miodowski, O. Z. Rios, V. Vadez, and C. Seyfreid. 2007. The role of community and individuals in the formation of social capital. *Human Ecology* 35:709–721. <http://dx.doi.org/10.1007/s10745-006-9106-1>
- Gould, R. V. 1993. Collective action and network structure. *American Sociological Review* 58:182–196. <http://dx.doi.org/10.2307/2095965>
- Granovetter, M. S. 1973. The strength of weak ties. *American Journal of Sociology* 78:1360–1380. <http://dx.doi.org/10.1086/225469>
- Granovetter, M. 1983. The strength of weak ties: a network theory revisited. *Sociological Theory* 1:201–233. <http://dx.doi.org/10.2307/202051>
- Gutierrez Rodriguez, L., M. Ruiz Perez, X. Yang, and Geriletu. 2011. From farm to rural hostel: new opportunities and challenges associated with tourism expansion in Daxi, a village in Anji County, Zhejiang, China. *Sustainability* 3:306–321. <http://dx.doi.org/10.3390/su3010306>
- Haenn, N. 2006. The changing and enduring ejido: a state and regional examination of Mexico's land tenure counter-reforms. *Land Use Policy* 23:136–146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2004.07.002>
- Hanneman, R. A., and M. Riddle. 2005. *Introduction to social network methods*. University of California, Riverside, California, USA.
- Harriss, J. 2002. *Depoliticizing development: the World Bank and social capital*. Anthem Press, London, UK.
- Heckathorn, D. D. 1996. The dynamics and dilemmas of collective action. *American Sociological Review* 61:250–277. <http://dx.doi.org/10.2307/2096334>
- Ishihara, H., and U. Pascual. 2009. Social capital in community level environmental governance: a critique. *Ecological Economics* 68:1549–1562. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.11.003>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2007. Censo Ejidal 2007. [online] URL: http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/Agro/ca2007/Resultados_Ejidal/default.aspx
- Janssen, M. A., Ö. Bodin, J. M. Anderies, T. Elmqvist, H. Ernstson, R. R. J. McAllister, P. Olsson, and P. Ryan. 2006. Toward a network perspective of the study of resilience in social-ecological systems. *Ecology and Society* 11(1):15. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art15/>
- King, A. 2000. *Managing without institutions: the role of communication networks in governing resource access and control*. Dissertation. University of Warwick, Coventry, UK. [online] URL: http://wrap.warwick.ac.uk/36402/1/WRAP_THESIS_King_2000.pdf
- Klooster, D. 2000. Institutional choice, community, and struggle: a case study of forest co-management in Mexico. *World Development* 28:1–20. [http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X\(99\)00108-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X(99)00108-4)
- Klooster, D. 2003. Campesinos and Mexican forest policy during the twentieth century. *Latin American Research Review* 38:94–126. <http://dx.doi.org/10.1353/lar.2003.0018>
- Klooster, D., and O. Masera. 2000. Community forest management in Mexico: carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Global Environmental Change* 10:259–272. [http://dx.doi.org/10.1016/S0959-3780\(00\)00033-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0959-3780(00)00033-9)

- Krackhardt, D. 1994. Graph theoretical dimensions of informal organizations. Pages 89–111 in K. Carley and M. Prietula, editors. *Computational organizational theory*. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, New Jersey, USA.
- Lehtonen, M. 2004. The environmental-social interface of sustainable development: capabilities, social capital, institutions. *Ecological Economics* 49:199–214. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.03.019>
- Moguel, P., and V. M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 3:11–21. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97153.x>
- Newell, S., C. Tansley, and J. Huang. 2004. Social capital and knowledge integration in an ERP project team: the importance of bridging and bonding. *British Journal of Management* 15:43–57. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8551.2004.00405.x>
- Newig, J., D. Günther, and C. Pahl-Wostl. 2010. Synapses in the network: learning in governance networks in the context of environmental management. *Ecology and Society* 15(4):24. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art24/>
- Newman, L., and A. Dale. 2005. Network structure, diversity, and proactive resilience building: a response to Tompkins and Adger. *Ecology and Society* 10(1):r2. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/resp2/>
- Newman, L., and A. Dale. 2007. Homophily and agency: creating effective sustainable development networks. *Environment, Development and Sustainability* 9:79–90. <http://dx.doi.org/10.1007/s10668-005-9004-5>
- Ostrom, E. 1990. *Governing the commons*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ostrom, E. 1994. Constituting social capital and collective action. *Journal of Theoretical Politics* 6:527–562. <http://dx.doi.org/10.1177/0951692894006004006>
- Ostrom, E. 2000. Collective action and the evolution of social norms. *Journal of Economic Perspectives* 14:137–158. <http://dx.doi.org/10.1257/jep.14.3.137>
- Peters, P. E. 2004. Inequality and social conflict over land in Africa. *Journal of Agrarian Change* 4:269–314. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1471-0366.2004.00080.x>
- Portes, A. 2000. The two meanings of social capital. *Sociological Forum* 15:1–12.
- Portes, A., and P. Landolt. 2000. Social capital: promise and pitfalls of its role in development. *Journal of Latin American Studies* 32:529–547. <http://dx.doi.org/10.1017/S0022216X0005836>
- Prell, C., K. Hubacek, and M. S. Reed. 2008. Stakeholder analysis and social network analysis in natural resource management. *Society and Natural Resources* 22:501–518. <http://dx.doi.org/10.1080/08941920802199202>
- Pretty, J. 2003. Social capital and the collective management of resources. *Science* 302:1912–1914. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1090847>
- Pretty, J., and D. Smith. 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology* 18:631–638. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00126.x>
- Pretty, J., and H. Ward. 2001. Social capital and the environment. *World Development* 29:209–227. [http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X\(00\)00098-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X(00)00098-X)
- Putnam, R. D. 2001. *Bowling alone: the collapse and revival of American community*. Simon and Schuster, New York, USA.
- Richards, M. 1997. Common property resource institutions and forest management in Latin America. *Development and Change* 28:95–117. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-7660.00036>
- Rico García-Amado, L., M. Ruiz Pérez, F. Reyes Escutia, S. Barrasa García, and E. Contreras Mejía. 2011. Efficiency of payments for environmental services: equity and additionality in a case study from a biosphere reserve in Chiapas, Mexico. *Ecological Economics* 70:2361–2368. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.07.016>
- Ruiz-Pérez, M., B. Belcher, R. Achdiawan, M. Alexiades, C. Aubertin, J. Caballero, B. Campbell, C. Clement, T. Cunningham, A. Fantini, H. de Foresta, C. García Fernández, K. H. Gautam, P. Hersch Martínez, W. de Jong, K. Kusters, M. G. Kutty, C. López, M. Fu, M. A. Martínez Alfaro, T. R. Nair, O. Ndoye, R. Ocampo, N. Rai, M. Ricker, K. Schreckenber, S. Shackleton, P. Shanley, T. Sunderland, and Y. Youn. 2004. Markets drive the specialization strategies of forest peoples. *Ecology and Society* 9(2):4. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art4/>
- Schlager, E., and E. Ostrom. 1992. Property-rights regimes and natural resources: a conceptual analysis. *Land Economics* 68:249–262. <http://dx.doi.org/10.2307/3146375>
- Schusler, T. M., D. J. Decker, and M. Pfeffer. 2003. Social learning for collaborative natural resource management. *Society Natural Resources* 16:309–326. <http://dx.doi.org/10.1080/08941920390178874>
- Siegel, D. A. 2009. Social networks and collective action. *American Journal of Political Science* 53:122–138. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1540-5907.2008.00361.x>

- Smith, A. 2011. Group composition and conditional cooperation. *Journal of Socio-Economics* 40:616–622. <http://dx.doi.org/10.1016/j.socec.2011.04.018>
- Snijders, T. 2010. Statistical models for social networks. *Annual Review of Sociology* 37:131–153. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.soc.012809.102709>
- Van Staveren, I. 2003. Beyond social capital in poverty research. *Journal of Economic Issues* 37:415–423.
- Tacconi, L. 2007. Decentralization, forests and livelihoods: theory and narrative. *Global Environmental Change* 17:338–348. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2007.01.002>
- Taylor, C. 1994. *Multiculturalism: examining the politics of recognition*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Taylor, P. L., and C. Zabin. 2000. Neoliberal reform and sustainable forest management in Quintana Roo, Mexico: rethinking the institutional framework of the Forestry Pilot Plan. *Agriculture and Human Values* 17:141–156. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1007673521264>
- Toledo, V., B. Ortiz-Espejel, L. Cortés, P. Moguel, and M. Ordoñez. 2003. The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: a case of adaptive management. *Conservation Ecology* 7(3):9. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol7/iss3/art9/>
- Torres, R. 2003. Linkages between tourism and agriculture in Mexico. *Annals of Tourism Research* 30:546–566. [http://dx.doi.org/10.1016/S0160-7383\(02\)00103-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0160-7383(02)00103-2)
- Vatn, A. 2007. Resource regimes and cooperation. *Land Use Policy* 24:624–632. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2006.06.002>
- Weimann, G. 1983. The strength of weak conversational ties in the flow of information and influence. *Social Networks* 5:245–267. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-8733\(83\)90027-8](http://dx.doi.org/10.1016/0378-8733(83)90027-8)
- Whitehead, A., and D. Tsikata. 2003. Policy discourses on women's land rights in Sub-Saharan Africa: the implications of the re-turn to the customary. *Journal of Agrarian Change* 3:67–112. <http://dx.doi.org/10.1111/1471-0366.00051>
- Wilshusen, P. R., S. R. Brechin, P. C. West, and C. L. Fortwangler. 2002. Reinventing a square wheel: critique of a resurgent “protection paradigm” in international biodiversity conservation. *Society and Natural Resources* 15:17–40. <http://dx.doi.org/10.1080/089419202317174002>
- Woolcock, M. 1998. Social capital and economic development: toward a theoretical synthesis and policy framework. *Theory and Society* 27:151–208. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1006884930135>
- Wu, B., and J. Pretty. 2004. Social connectedness in marginal rural China: the case of farmer innovation circles in Zhidan, north Shaanxi. *Agriculture and Human Values* 21:81–92. <http://dx.doi.org/10.1023/B:AHUM.0000014025.47576.72>

Capítulo 9 Motivations for conservation: Assessing Integrated Conservation and Development Projects and Payments for Environmental Services in La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico

Luis Rico García-Amado. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Manuel Ruíz Pérez. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Sara Barrasa García. Centro de Geografía Humana, Colegio de Michoacán, La Piedad, México.

In order to achieve conservation and development, direct strategies, such as Payments for Environmental Services (PES), have been claimed to be potentially more effective than indirect strategies, like Integrated Conservation and Development Projects (ICDPs). However, PES have raised some concerns on the commodification of nature and the potential replacement of non-chrematistic forms of valuing ecosystems. This article evaluates PES and ICDPs in La Sepultura Biosphere Reserve, Mexico, by analyzing the programmes' fund allocation, examining conservation perceptions based on 731 structured interviews and presenting a detailed assessment of ICDP/PES preferences in a community with the longest participation in both schemes. People receiving PES tend to make the future of conservation contingent on monetary and utilitarian reasons, this preference increasing with the number of years receiving PES. These are preferred for their directness and short-term results, although raising concerns about the little social capital they generate. ICDPs are appreciated for arising environmental awareness, being linked with long term conservation, productive capacity and social capital building. Negative perceptions of ICDPs are related to past economic failures. Our results suggest that the real issue is not PES vs ICDPs but how to combine them to find the proper sequence while reinforcing intrinsic value-based attitudes.

Palabras clave: Payments for Environmental Services, Integrated Conservation and Development Projects, Mexico, Intrinsic Motivation.

Artículo en revisión: Ecological Economics (major revision)

1. Introduction

One afternoon in La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, a peasant with whom we were chatting about conservation initiatives while sharing his own cultivated organic coffee, told us: “we do not want the fish given to us, we want to learn how to fish”. The man had probably not made up the phrase, as it is a typical proverb that he might have heard in any of the multiple environmental courses he had taken. However, it summarizes the debate among conservation and development (C&D) strategies in tropical areas during the last decade (Adams et al. 2004; Redford et al. 2008; Sunderland et al. 2008; Sunderlin et al. 2005). The fish are a metaphor for direct strategies, while learning how to fish represents indirect ones.

Indirect strategies aim at redirecting labour and capital away from degrading ecosystems, achieving ‘win-win’ scenarios. They are exemplified in the Man and Biosphere (MaB) Programme, launched by UNESCO in 1971 and materialized in the World Network of Biosphere Reserves. Other classical examples are Integrated Conservation and Development Projects (ICDPs) that seek to obtain synergies between conservation and development through sustainable management of the territory (Alpert 1996; Brandon and Wells 1992). The term was coined in the 1960’s, but it became popular in 1992, the year of the Earth Summit in Rio de Janeiro and the Fourth World Congress on National Parks and Protected Areas in Caracas (Christensen 2004; Garnett et al. 2007).

Up until now indirect strategies have proved little effectiveness; ‘win-win’ situations are still rare (Chapin 2004; Christensen 2004). Success seems anecdotic and contingent, highly dependent on land tenure, local institutions and decision procedures (Brechtin et al. 2002; Garnett et al. 2007). This has led to a debate about the effectiveness of indirect strategies, where ICDPs have been criticized for being naive, not providing enough incentives, needing permanent financial aid or targeting wrong threats (Christensen 2004; Sanderson and Redford 2003; Winkler 2011). Another objection to ICDPs focus on their temporal scale mismatches. While human needs, landscape degradation and donors require rapid results, ICDPs need time to settle down (Chan et al. 2007; Ferraro 2001).

Direct strategies like Payments for Environmental Services (PES) have been claimed to be more efficient (Engel et al. 2008; Ferraro and Simpson 2002; Simpson and Sedjo 1996; Wunder 2006). Following an ecosystem services approach (De Groot et al. 2002), PES are aimed at creating markets to correct the lack of exchange value of environmental services (ES) (Bayon 2004; Chichilnisky and Heal 1998). This should add sufficient as well as fast economic incentives for conservation, as opposed to the low value of forest products (Simpson and Sedjo 1996). It could also spare the costs of conservation for forest dwellers (Kremen et al. 2000).

PES have been defined as a voluntary transaction between at least one environmental service buyer and at least one environmental service provider, where a well defined environmental service is paid only if the provider consistently provides it over time (Wunder 2005). However, this definition does not adjust to the broad range of PES schemes implemented all over the world, as PES are applied in a wide variety of situations (Muradian et al. 2010). Service buyers can be private companies, governments, financial investors or international donors. This makes PES potentially unstable, as none of these institutions can ensure long-term commitments (McCauley 2006).

While PES have brought to light the economic importance of ecosystems, making conservation politically more appealing, they have simultaneously created a debate on the perception of and attitude towards nature and the role that market instruments may have in addressing ecosystem degradation. The ES approach omits that ecosystems should be more than just focused on their use value, for people's sake (Redford and Adams 2009). Creating ES markets is another step towards the commodification of nature by setting an exchange value for the use value of ecosystems, leading to "selling out on nature" (Gómez-Baggethun et al. 2010; Gómez-Baggethun and Ruiz Pérez 2011; Kosoy and Corbera 2010; McAfee 1999; McCauley 2006). Moreover, market incentives can result in changes in attitudes, "crowding out" altruistic motivations (Frey 1993), as the effects of moral sentiments and material interests on behaviour do not usually act separately in an additive way, but interact in complex manners (Bowles 2008, Bowles and Hwang 2008). Thus, utilitarian and monetary attitudes might replace intrinsic ways of valuing nature

(McCauley 2006), making it difficult to go back to conservation on a cultural basis in the long run (Martin et al. 2008).

While most of the articles cited in this introduction are theoretical, very few field studies evaluate the implementation of and interactions between direct and indirect strategies, or the possible changes in attitudes towards conservation induced by these strategies. The objective of this article is to analyse ICDPs and PES schemes in a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. Specifically we aim at assessing the ways both programmes are implemented and perceived, giving special attention to the relation of PES with the utilitarian or monetary perceptions of nature conservation. Section 2 describes PES and ICDP schemes in Mexico; section 3 introduces the study area; section 4 presents the methodology, followed by the results in section 5. We discuss in section 6 the aims and scopes of both schemes, their interactions with markets, and their relationship with the stated reasons for conservation.

2. PES and ICDPs in Mexico

Mexico, through SEMARNAT (Ministry of Environment), is very active on PES and ICDPs. Both programmes are mainly carried out by two subdivisions that were created in 2001: CONAFOR (National Forestry Commission) and CONANP (National Commission on Natural Protected Areas).

Although some private PES initiatives started earlier (Jong et al. 2000), Mexico has a government-funded PES scheme. The *Pagos por Servicios Ambientales* (PSA) programme started in 2003, organized by CONAFOR with funds coming from a Congress-approved water fee (Muñoz-Piña et al. 2008). The programme was divided in hydrological PES (PSAH), which received most of the funds, and Carbon and Biodiversity PES (PSA-CABSA). Due to Mexican land tenure characteristics, where 54% of the land is communal (INEGI 2007), a great part of the payments are given to communities, who distribute them according to their own rules. Since 2007 the PSA have been incorporated in PROARBOL, a more comprehensive CONAFOR programme that includes other C&D strategies such as reforestation, commercial plantations, certification or tourism.

While there is a long tradition on adaptive management of the forest (Moguel and Toledo 1999; Toledo et al. 2003; Wilshusen et al. 2002), formally labeled ICDPs in Mexico did not start until the 1990s. One of the first official government C&D projects, *Programa para la Conservación y Manejo Forestal* (PROCYMAF, Programme of Conservation and Forest Management) was launched in 1995 by the former Ministry of Environment, and was later on continued by CONAFOR. The *Programa de Desarrollo Regional Sustentable* (PRODERS, Regional Sustainable Development Programme) started in 1996, and was also taken over in 2001 by CONANP. It was reformulated as *Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible* (PROCOCODES, Conservation for Sustainable Development Programme) in 2008 and operates in all the Mexican Biosphere Reserves.

3. Study area

La Sepultura Biosphere Reserve, created in 1995, is a biodiversity rich area located in the Northeast of the Chiapas' Sierra Madre mountain range. It covers 176309 ha, 13759 of which correspond to the nucleus zone. Slope, altitudinal (60 to 2550 masl) and edaphic variations result in multiple ecosystems: evergreen pine forest, evergreen forest, mesophyte mountain forest, low deciduous rainforest, medium semievergreen and semideciduous rainforest, foggy chaparral and savannas (INE 1999).

Land tenure in the Reserve is distributed in ejidos (communal lands, 48%), small landowners (47%) and National lands (5%). The Biosphere Reserve and its buffer zone total population is around 25000 inhabitants, 89% of whom are disseminated in 125 rural settlements. The Reserve's population is about 8500 people, and many of the communities within it have been marginalized due to inaccessibility, difficulties in communication, and the agronomic characteristics of the land (CONANP 2003, INEGI 2011). Ejidos tend to be less fertile, more isolated and generally less modernized. Within the nucleus zone, 55% is national public land and 45% belongs to ejidos, smallholders private farms having practically no presence. Therefore, the bulk of the conservation effort rests on the ejidos' dwellers.

The creation of the Reserve generated initial tensions and a long negotiation process with the affected communities (Castro Hernández et al. 2003). Its main objectives have been oriented to stop illegal logging, ecological restoration and production-oriented projects in the communities to offer alternatives to avoid conversion from forest to agriculture. Different government and non-government environmental organizations contribute to achieve these objectives, but CONANP, with two camps in the area, provides most of the technical support. The acceptance of the Reserve has improved since its creation (Castro Hernández et al. 2003).

Communities in the Reserve benefit from PSA and PROCODES programmes. PSA are five years (that can be extended) programmes aimed at compensating for restrictions (forest clearing, hunting, poaching, cattle limitation) and requirements (surveillance patrolling and holding a workshop on the programme). They are fixed payments per ha, disbursed to the community and distributed to individual households according to each community rules. These vary from a general distribution among all community dwellers to only those who hold full land rights, with intermediate situations that allocate different amounts according to the land rights of the receivers⁶. Interested communities submit their application to CONAFOR, who selects them normally on the basis of available funding and with no further consistent criteria (Muñoz-Piña et al., 2011). PROCODES funds are managed by CONANP and targeted for specific activities (mostly coffee, non-timber forest products, community small enterprises and social development) and user groups.

However, environmental programmes are not the only ones in the Reserve. As in all rural Mexico, classical agricultural input subsidies like PROCAMPO and Maíz Solidario (crops) or PROGAN (livestock) are also present.

4. Methods

Funds allocation and number of participants in PROCODES and PSA programmes was calculated from their respective yearbooks, obtained from

⁶ Mexican communities (ejidos) have two types of dwellers: landowners (that own a share of the common property) and non-landowners (that do not own common property).

CONANP and CONAFOR. CONANP's annual reports include the people participating in each project, but PSA statistics do not reflect the number of beneficiaries, as the money is shared according to each community's own rules. Based on the distribution in our sample, we have used the number of households obtained from INEGI (National Institute of Statistics and Geography) and the number of community landowners obtained from RAN (National Agrarian Register) to estimate the number of families paid out of PES.

Perceptions on the Biosphere Reserve and the future of conservation were obtained through structured interviews (n=731) in 11 ejidos of La Sepultura that have differentially participated in PSA and PROCODES. The ejidos were randomly selected within the two most populated among the six valleys that constitutes the Reserve. The questionnaire was intended to cover as many households as possible; accessibility and availability of respondents limited the sampling intensity to between 62% and 93% of the households officially recorded by INEGI⁷ (table 1).

<i>Ejido</i>	<i>Households</i>	<i>Interviews</i>	<i>Years of PSA at time of interview</i>	<i>PSA Funds (2006-2009)</i>	<i>PROCODES Funds (2006-2009)</i>
California	71	66	4	589993	391000
La Sierrita	46	43	3	315637	60000
La Sombra de la Selva	54	34	0	0	0
Los Amates	52	39	2	950564	0
Los Ángeles	214	164	4	1451754	298000
Nueva Independencia	27	22	0	0	394000
Ricardo Flores Magón	108	86	0	0	0
Sierra Morena	41	32	5	1328140	835000
Tierra y Libertad	150	111	4	2203701	420000
Tres Picos	88	78	5	1563464	0
Villahermosa	90	56	2	1325715	237000

Table 1. PSA and PROCODES' fund allocation in the communities where the structure interviews took place. Based on Ministry of Environment (CONANP and CONAFOR) statistical yearbooks and INEGI population data.

People were asked if there were benefits derived from living in a Biosphere Reserve and what would be the environmental conservation trend in the future.

⁷ Some of the official dwellers are people who live in town and only sporadically go to the Reserve; hence, the actual sampling intensity is higher than what we report here.

They were requested to justify their answers⁸. Some respondents offered more than one reason, while others did not answer this question; we obtained a total of 641 answers and 718 reasons for benefits of the Reserve (12.0% of multiple choice answers) and 684 answers and 690 reasons for conserving in the future (0.9% multiple choice answers). Positive answers for both questions were grouped in monetary (e.g. “because it provides funds”), utilitarian (e.g. “because it allows us to have clean water”) and intrinsic reasons (e.g. “because we should respect wild animals”). Negative answers were codified in restrictions (for benefits of Biosphere Reserve), lack of funding (for future conservation) and others very diverse that have been grouped under a single heading.

Interviewees were also asked to assess in a 1(low) to 4 (high) scale the benefits of the two environmental programmes (PROCODES and PSA) and the main agrarian subsidy programme (PROGAN) active in the Biosphere Reserve. The latter is considered a deforestation driver (Muñoz-Piña 2011) and its assessment was used to contrast the opinions on environmental versus conventional development programmes.

We zoomed in our analysis with an ICDP vs. PES detailed comparison interview (n=32) in Sierra Morena, the ejido with the longest experience on environmental programmes, being the main PROCODES funds recipient and the second one in PES in the Reserve. It was conducted during a total of six months stay of the lead author, allowing for a good understanding of issues and actors’ interests and perceptions.

Data analysis (descriptive statistics, regression, multivariate analysis, and parametric and non-parametric tests) was done using PASW v.18.0 and R.

5. Results

5.1. Environmental Programmes’ funding

Government funded ICDP and PES are common in La Sepultura Biosphere Reserve as indicated by the Ministry of Environment official yearbook statistics

⁸ They were formulated as ‘Are there benefits derived from living in the Biosphere Reserve’; if yes, which ones? If not, why not?; and ‘Will there still be environmental conservation in your community in the future?’ ‘Detailed why’

from 2002 until 2011 for PSA and PROCODES. Although the PES schemes were introduced later, their budget surpassed that of ICDP from the first year they were implemented in the area, currently being three times higher (Figure 1). The drop in PSA in 2010 was due to delays and lack of renewal of some expiring five year contracts.

Average PROCODES expenditure during the studied period was invested on community productive projects (70%), training courses (13%), technical studies (11%) and operational costs (6%). PSA expenditure in La Sepultura was disbursed to each community for direct distribution as cash among the beneficiaries.

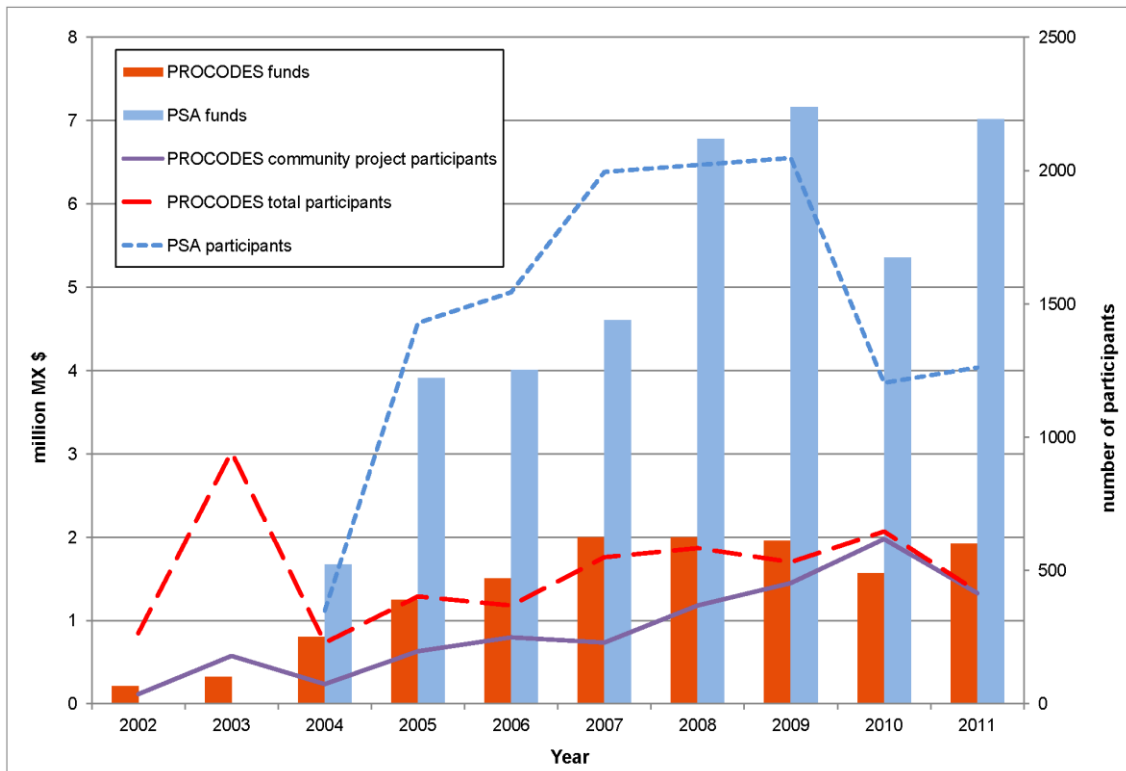


Figure 1. Yearly budget (bars, left y axis) and number of participants (lines, right y axis) in PROCODES (ICDP) and PSA (PES). Based on Ministry of Environment (CONANP and CONAFOR) statistical yearbooks, INEGI population data and RAN data.

Figure 1 also shows the estimation of people participating in the programmes, differentiating the number of participants in all PROCODES projects and in PROCODES community productive projects. The figure illustrates how direct payments reach a larger number of households than ICDPs. However, in terms of funds allocated per capita there are not significant differences, PES offering 3628 ± 1212 MX\$/person, while total ICDP provide 3632 ± 718 MX\$/person and

ICDP funds for community productive projects amount to 3543±861 MX\$/person.

5.2. PES and perceptions towards conservation

The structured interviews show a generally positive appreciation of conservation programmes, with average scorings ≥ 3 in a 1-4 scale (table 2). PROCODES scores slightly higher than PSA, although the number of people that know the programme well enough to evaluate it is smaller due to the fact that ICDPs reach less population. However, a classical agrarian subsidy programme such as PROGAN, is more widely known and obtains a similar scoring than the environmental programmes.

Programme	# answers	Mean score (1-4)
PROCODES	58	3,12
PSA	264	3,00
PROGAN	588	3,02

Table 2. Scoring of environmental (PROCODES and PSA) and agrochemical subsidy (PROGAN) programmes. The number of answers corresponds to those interviewed who knew about the programme and scored it.

A large majority believe that living in a Biosphere Reserve provides benefits (88.1%) and it will be conserved in the future (88.8%). Receiving PES is negatively associated with acknowledging the benefits of the Biosphere Reserve ($X^2=5.087$; $p=0.024$). The future of conservation has no relation whatsoever with receiving PES ($X^2=0.009$; $p=0.925$). A similar result is obtained when analysing these opinions in relation to the amount of PES received based on Mann-Whitney test.

Table 3 shows the replies to the above questions codified by type of reason given, tested for differences related to the effect of receiving PES and the number of years of the programme. The intrinsic and utilitarian benefits of the Biosphere Reserve tend to be significantly less perceived by PES recipients. The negative perception due to restrictions is also related to receiving PES.

Benefits of the Biosphere Reserve										
	REASON	%	% PES recipients ^a		X ² test by PES status			Mann-Whitney test for years receiving PES		
			Recipients	Non recipients	Relation with PES ^b	Value	Significance ^c	Correlation with years of PES ^b	Value	Significance ^c
YES	Intrinsic	55.2	63.7	36.3	-	5.751	**	-	-3.199	***
	Monetary	20.8	71.4	28.6	+	1.273	n.s.	+	-0,234	n.s.
	Utilitarian	17.0	53.3	46.7	-	13.029	***	-	-2.801	**
NO	Restrictions	7.0	88.0	12.0	-	10.254	***	+	-2.639	**
Conservation in the future										
	REASON	%	% PES recipients ^a		X ² test by PES status			Mann-Whitney test for years receiving PES		
			Recipients	Non recipients	Relation with PES ^b	Value	Significance ^c	Correlation with years of PES ^b	Value	Significance ^c
YES	Intrinsic	44.8	61.2	38.8	-	9.915	***	-	-5.386	***
	Monetary	20.0	74.6	25.4	+	3.766	*	+	-3.331	***
	Utilitarian	30.4	73.2	26.8	+	4.130	**	+	-2.397	**
NO	Lack of funding	1.7	85.7	14.3	+	2.152	n.s.	+	-0.465	n.s.
	Others	3.0								

Table 3. Attitudes towards benefits of the Biosphere Reserve and conservation in the future codified by type of reasons given. X² tests for distribution of reasons, Mann-Whitney tests for number of years receiving PES.

^a Percentage of a given answer by PES status (recipients vs. non recipients)

^b Relation between receiving PES and the given reason: (+) positive; (-) negative.

^c Statistical significance of the relation: (***) p<0.01; (**) p<0.05; (*) p<0.1; (n.s.) not significant.

There is also an association between PES income and the reasons for conservation in the future. Intrinsic reasons are strongly related to not

participating in PES, while both utilitarian and monetary reasons are significantly more common in PES recipients.

Acknowledging the benefits of the Biosphere Reserve decreases with the number of years of having been receiving PES (Mann-Whitney $Z=-2.963$; $p=0.003$) while there is no association between years receiving PES and attitudes towards future conservation (Mann-Whitney $Z=-0.944$; $p=0.345$).

Table 3 also indicates a significant relationship between number of years receiving PES and the reasons for conservation. In order to explore this relationship, we represent the influence of the length of time receiving PES on the motivations for conserving in the future, calculating the percentage of each motivation for each year class (figure 2). It shows how, while intrinsic motivations clearly dominate among people without direct payments (zero years receiving PES), the reasons for conservation converge as the years receiving PES increase, leading to a rise of utilitarian and particularly monetary motivations in the detriment of intrinsic reasons (Intrinsic reasons versus time regression model $y=-0.060x + 0.61$; corrected $R^2=0.913$; $p=0.007$).

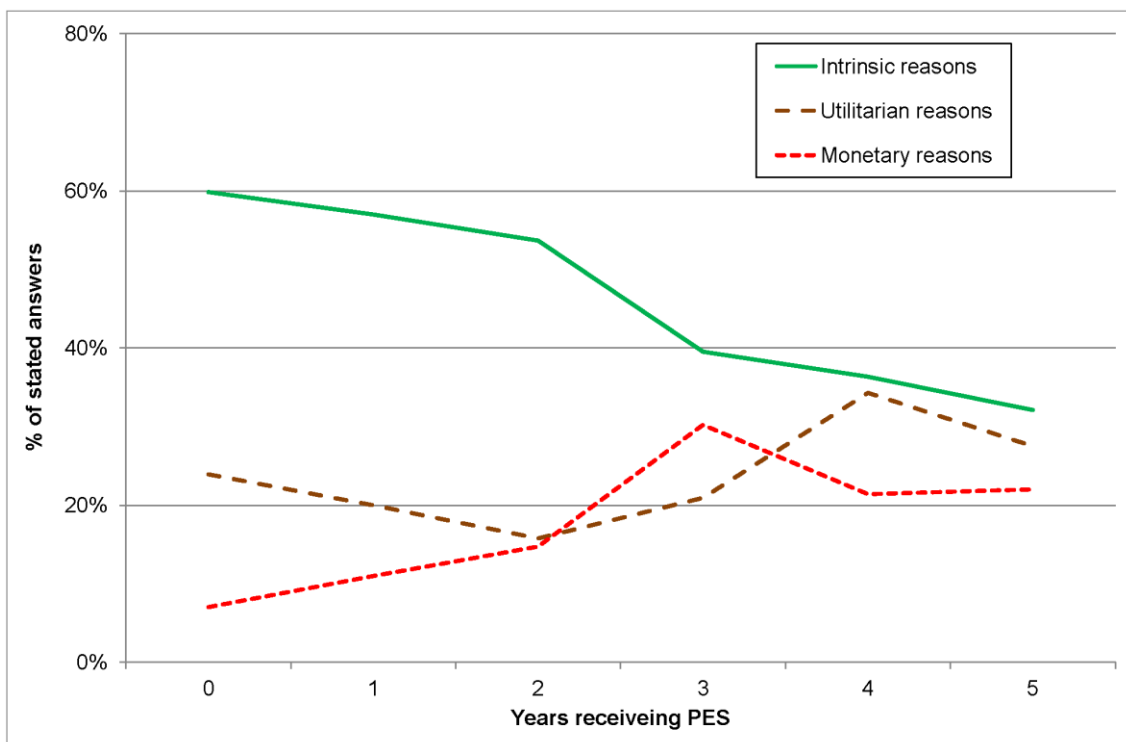


Figure 2. Percentage of reasons for conserving nature in the future in relation to number of years receiving PES.

Monetary reasons increase with time as intrinsic reasons decrease (Pearson Correlation=-0.812; $p=0.095$). The relationship between utilitarian and intrinsic reasons is not statistically significant ($p=0.318$). This suggests that the trend is to emphasise monetary over intrinsic reasons as the years receiving PES pass by.

In order to control the possible influence of other factors, we tested variations in motivation for conservation due to age, yearly PES amount, education and land tenure (individual variables based on our questionnaire data) against individual motivations, and altitude and conservation status of the ejido (ejido level variables from CONANP databases⁹) against ejido's percentages of answers. None of them were statistically significant (table 4).

INDIVIDUAL	Variable	Type	Test	Value	Significance
	Age	continuous	Kruskal-Wallis	0.885	0.642
Amount PES	continuous	Kruskal-Wallis	1.237	0.539	
Education	ordinal	Kruskal-Wallis	2.356	0.308	
Land tenure	nominal	χ^2	1.861	0.394	

COMMUNITY	Variable	Motivation					
		Intrinsic		Monetary		Utilitarian	
	Correlation	Significance	Correlation	Significance	Correlation	Significance	
Altitude	0.485	0.130	-0.402	0.220	-0.375	0.256	
Conservation status	0.199	0.557	-0.189	0.578	-0.136	0.690	

Table 4. Individual and community level variables used as control for possible effects on motivations for conservation in the future.

Time seems to be the main factor eroding intrinsic motivations, fostering utilitarian and especially monetary reasons.

⁹ CONANP has a monitoring programme that assesses the conservation status of each of the ejidos of the Biosphere Reserve, ranked in a scale 1 (low) to 5 (high) that has been used for our analysis.

5.3. Comparing preferences between ICDPs and PES

The detailed interview in Sierra Morena inquired about stakeholders' programme preferences and the reasons for it. The choice of programme was equally distributed, as each of them was preferred by 50% of interviewees. The stated reasons for the choice were codified. Raising environmental awareness (28%), enhancing productivity (24%) and receiving a direct income (24%) are the main reasons for the programme's preference. Effectiveness (18%) and, to a lesser extent, having a long-term commitment (6%) were also mentioned.

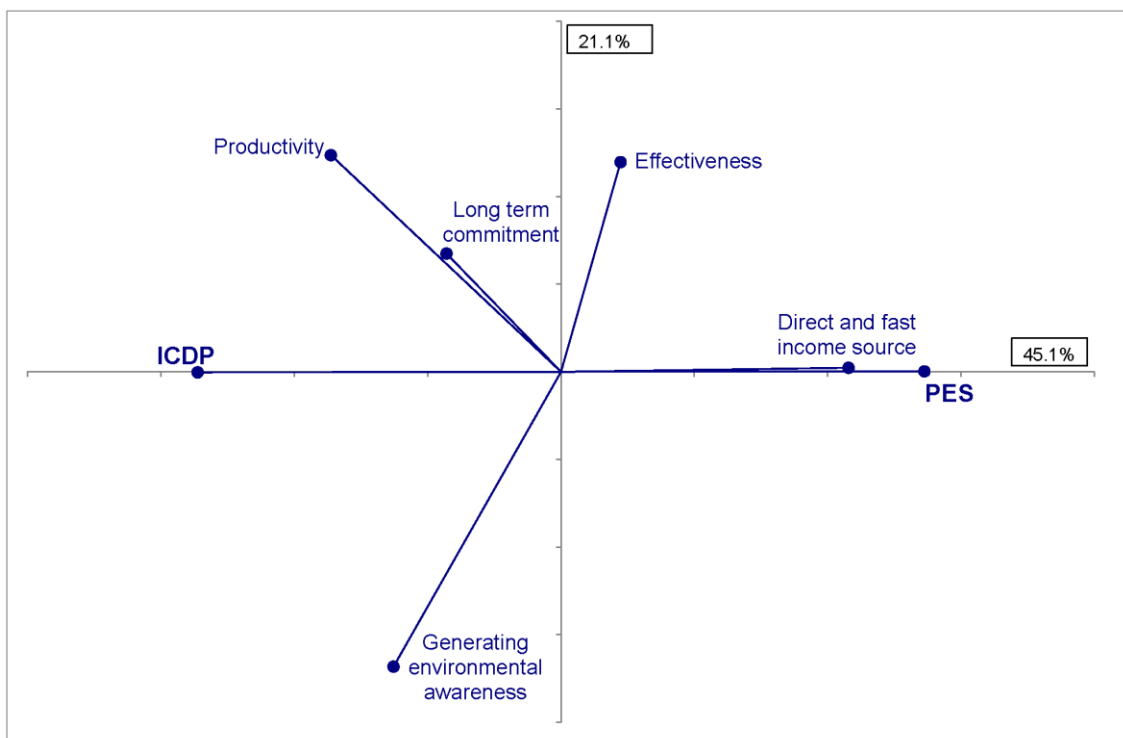


Figure 3. Factorial Correspondence Analysis of the reasons for preferring PES or ICDP.

Figure 3 shows the Factorial Correspondence Analysis (FCA) of the matrix that combines respondent's favourite programme with the reasons for choosing it. The two axes absorb 76.2% of the variance. The first axis separates PES and ICDP preferences. The second opposes generating environmental awareness with the rest of reasons. PES are clearly preferred for being a direct and fast income source (Fisher's small sample exact test $p=0.001$). ICDPs tended to be selected for generating environmental awareness ($X^2=5.236$; $p=0.022$) and increasing productivity (Fisher exact test $p=0.002$). Although the people that

valued long-term commitments preferred ICDPs, the size of the sample does not make it statistically significant. Effectiveness, (expressed by respondents as lack of effectiveness for not selecting a given programme) is closer to PES, although it is not statistically significant.

6. Discussion

6.1 PES and ICDPs aims and scopes

The differentiating features of the PES and ICDP schemes have emerged in the results. Both programmes spend a similar amount per capita. The main economic differences between them refer to the scale and the way they are implemented. ICDPs look for long-term changes working with fewer people and expecting new adoptions of techniques by other community members. Contrary to this, PES aim for a short-term change directed to as many people as possible.

The temporal scale differences are clearly perceived by stakeholders as PES are appreciated for being a fast and riskless source of income; but, being a five year programme, uncertainties about its future still remain. PES do not provide for new income options; neither do they foster the creation of social capital because CONAFOR staff spends little time in the area and the money, once received by the ejido, is individually allocated and used according to household decisions. These shortcomings were mentioned in the detailed interview as the main problem in case of not renewing the payments.

ICDPs take more time before seeing results but are expected to be durable as they become self-sustained. Still, there is evidence that ICDPs need long-term commitment (Blom et al. 2010) and permanent external cash to keep functioning in future scenarios (Gibson and Marks 1995; Sandker et al. 2009). Some ICDPs in La Sepultura, especially those dealing with organic coffee and NTFP extraction, have managed to improve farmer's income in an environmentally sustainable way. These products are mainly destined to the organic or specialised markets of rich countries. In other communities producing nationally-consumed commodities like cattle, beans and corn, ICDPs are harder

to implement (Sanfiorenzo-Barnhard et al. 2009). This leaves doubts about the capacity of ICDPs to succeed in places where their main income generating activities are not meant for niche markets.

Difficulties to implement ICDPs have caused some lack of confidence on the effectiveness of the projects. This perception is reinforced because not all project money reaches the communities, as has been reported for other ICDPs (Barrett and Arcese 1998; Bookbinder et al. 1998). However, operational costs (6%) and technical studies (11%) in La Sepultura represent a small fraction of the budget and they allow CONANP staff to work permanently in the area, ensuring the required long-time commitment and generating social capital. This was perceived as a positive fact, being a reason for the appreciation of ICDPs in Sierra Morena's in-depth interviews. Thus, the distrust generated by the difficulties and the operational costs is outweighed by the daily work of the CONANP in fostering trust and social capital (Rico et al, in press), as ICDPs need both to succeed (Dahlberg and Burlando 2009; Garnett et al. 2007; Sandker et al. 2009).

The impact on collective processes is therefore another major difference between programmes. The paradox is that the Mexican PES scheme, despite being community oriented, has a null impact on social capital, whereas ICDPs, which work primarily on an individual or small group basis, play an important role on collective action, a prerequisite for a successful management of natural resources (Pretty 2003; Pretty and Smith 2004).

All in all, stated preferences for ICDPs or PES resemble a classical inter-temporal dilemma –decisions involving tradeoffs among costs and benefits occurring at different times (Frederick et al. 2002). Our analysis suggests that the suitability of a given programme depends on the characteristics of the area, the number of people and the urgency of the intervention (Garnett et al. 2007). For large scale, fast environmental degradation processes, a time-buying initial direct payment to be later on replaced by an ICDP might be more effective. This could allow overcoming the incompatibility of short-term livelihood requirements and long-term objectives of forest conservation (Brown 2004; Wells and McShane 2004).

However, in order for conservation and development policies to succeed, the possible negative interactions between C&D policies and conventional development policies should be minimized (Linkie et al. 2008; Pollini 2011). PROGAN, a livestock promoting programme, is a case in point in our area.

6.2 Utilitarian versus intrinsic reasons for conservation

The intrinsic versus utilitarian and monetary-rooted conservation debate is especially relevant in Mexico where PES contracts have to be renewed every five years. If PES induces a monetary reason for conservation, failing to renew the contract might hinder reversing to intrinsic-based conservation (Bowles 2008), forcing a continuous influx of money. The answers about the benefits of the Biosphere Reserve and about the future of conservation were used to examine the impacts of PES on conservation perceptions. The analysis involved three steps: (1) looking at the reasons in the given answers, (2) exploring the association of these reasons with receiving PES and (3) examining temporal variations of these choices.

Intrinsic reasons predominate both for acknowledging the benefits of living in a Biosphere Reserve and for keeping conservation initiatives in the future. “Respect for nature” drives people’s motivations more than utilitarian and monetary reasons, reflecting the existence of a “culture of conservation” (Child, 2009), up until now shared by the majority of people.

PES recipients are more reluctant to acknowledge the benefits of the Biosphere Reserve, suggesting some divergence between PES and ICDPs as the Biosphere Reserve is traditionally associated to ICDPs and CONANP staff¹⁰. Reserve’s rejections are associated to restrictions brought by the management plan. In addition, PES recipients who acknowledge the benefits of living in a Biosphere Reserve are less likely than non-recipients to justify the choice for intrinsic or utilitarian reasons, suggesting a monetary-based support for conservation. This becomes more apparent when analyzing their responses to the perception about the future of conservation, as utilitarian and monetary reasons are positively associated with receiving PES.

¹⁰ In fact, CONANP staff are usually referred to as “la Reserva” (“the Reserve”)

The time-based analysis highlights how as direct payments settle down, they tend to significantly raise awareness on the exchange value (payments) of environmental services to the detriment of intrinsic sentiments. The latter, although still predominant, are almost halved in a five year period. This fast rate raises doubts about the reversibility of the tendency.

All the above supports the idea that PES is contributing to shifting from a “culture of conservation” to a “culture of monetary criteria” (Child 2009). Being a cross-sectional study, our results require further research based on a longitudinal sample to confirm this hypothesis, but they should raise alarm about impacts of PES on nature’s perception as they might be harmful for conservation purposes in the long run (Martin et al., 2008). As mentioned in section 6.1, rethinking direct payments as an initial time-buying strategy decoupled from a merchandised exchange and linked to a switch in the production system promoted through ICDPs may avoid this problem. In-depth interviews in Sierra Morena indicate that indirect strategies tend to generate more environmental consciousness while enhancing productivity. A cap on the length of direct payments should warn receiving farmers about the need to find alternative income sources, thus preventing the erosion of the “culture of conservation”.

6.3 PES, ICDPs and Markets

Given that PES involve the commodification of services, they are considered the ultimate market strategy to achieve conservation (Gómez-Baggethun et al. 2010; McCauley, 2006). However, PES seldom act as a pure market (Muradian et al. 2010; Wunder et al. 2008). In fact, despite the strong market rhetoric, the Mexican case is closer to a National subsidy. The original intention of CONAFOR to establish a local market with affected municipalities after the initial 5 year period has never worked out (Alix-Garcia et al. 2005). That makes PES still dependent on Mexican taxes, being unable to generate any kind of real market, a complicated task since ecosystem services are difficult to commodify (Kosoy & Corbera 2010) and do not always adjust to market goods (Farley & Costanza 2010). However, the inability of PES to function as a real

market should not underscore its social perception as money-mediated exchange similar to those undertaken under a proper market (Milne & Adams 2012).

On the other hand, market rhetoric is less proclaimed in ICDPs discourse, much more concerned with terms such as participation, local context, adaptive management or long-term commitment. Nevertheless, ICDPs are usually aimed for markets. Projects in La Sepultura support activities at all market scales: international (palm, coffee), national (coffee), state (meat) and local (flowers). They follow the “conservation by commercialization” logic (Evans 1993). Hence, ICDPs are market-oriented and dependent, having been pointed as the main driver of specialization strategies of forest people (Ruiz Pérez et al. 2004).

Markets make C&D strategies (direct and indirect) potentially vulnerable for several reasons. First, small producers are less able to compete in them, especially for long distance markets, with strong power asymmetries and more subject to erratic trends (Neumann and Hirsch 2000; Scherr et al. 2004). Secondly, non sustainable or illegal activities may have similar or higher opportunity costs (Pearce et al. 2003; Putz et al. 2000; Winkler 2011). Finally, market discount rates tend to clash with social-ecological discount rates (Goodland et al. 1993; Weitzman 1998). Nevertheless, some strategies, like creating peasant organizations (Antinori and Bray 2005), product diversification (Belcher et al. 2005), or local market support (Brooks et al. 2006) can help to overcome small producer disadvantages.

PES and ICDPs have different starting points, approaches, outcomes and effects on participants. However, they are both rooted in a market logic, representing different stages of the ‘commodification of conservation’ that started in the late 1980’s with the commercialization of forest goods and goes a step further with markets for services (Brockington and Duffy 2010; Ruiz Pérez 2012).

7. Conclusions

PES and ICDPs programmes coexist in La Sepultura. Their main differences are the temporal and spatial scale at which they are implemented and their impacts on collective action. PES act faster and on a broader scale, having a null impact on collective action. ICDPs, on the contrary, entail more time and risk, but their effects on social capital are more evident.

PES recipients tend to show more appreciation for the utilitarian and monetary aspects of conservation than farmers involved in ICDP activities. Moreover, the longer the time of having been receiving PES, the less likely it is that people will support an intrinsic, culturally based principle for conservation that gradually becomes replaced by monetary interests. This can be problematic as the Mexican PES contract is revised every 5 years and it might be difficult to go back to a cultural basis for conservation in case of no renewal. For this reason, and taking into account the different scales in which the programmes operate, an initial time buying direct payment to rapidly revert unsustainable practices, linked to ICDPs to ensure conservation in the future, is an interesting option to explore.

Going back to the initial metaphor of this article, it seems like a reasonable possibility to start giving some fish to mitigate momentary needs while producing rods to ensure long term self-provisioning. We should not forget, however, that no rod would work if there are no fish in the river, i.e. achieving sustainable rural livelihoods will be difficult if in the short term the resource-base is fully degraded¹¹.

Acknowledgements

We are grateful to La Sepultura farmers who kindly answered our questionnaires and to CONANP and CONAFOR for the support received (particularly Alexser Vázquez, José Darinel Díaz and Juvenal Galdámez). Felipe Reyes, Elsa Contreras, Ani Ocaña, Dani Hernández, Edgar Martínez, José Luis Vázquez, Liz Gómez, Lupita Vázquez, Obed Reyes, Óscar de la Cruz, Pablo Ovando, Toño Arias and Yendi Solís helped to administer the

¹¹ This last sentence has been borrowed from one of the reviewers' comments.

whole Reserve level questionnaire. We also appreciate the detailed and thoughtful comments provided by two anonymous reviewers. The research was partly funded by the Spanish Cooperation Agency (AECID).

References

- Adams, W.M., Aveling, R., Brockington, D., Dickson, B., Elliott, J., Hutton, J., Roe, D., Vira, B., Wolmer, W., 2004. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science*, 306, 1146-1149.
- Alix-Garcia, J., Janvry, A. de, Sadoulet, E., 2005. An assessment of Mexico's payment for environmental services program. Unpublished paper prepared for FAO <http://are.berkeley.edu/~sadoulet/papers/FAOPESreport.pdf>
- Alpert, P., 1996. Integrated Conservation and Development Projects. *BioScience*, 46, 845-855.
- Antinori, C., Bray, D., 2005. Community forest enterprises as entrepreneurial Firms: Economic and institutional perspectives from Mexico. *World Development*, 33, 1529-1543.
- Barrett, C.B., Arcese, P., 1998. Wildlife harvest in integrated conservation and development projects: linking harvest to household demand, agricultural production, and environmental shocks in the Serengeti. *Land Economics*, 74, 449-465.
- Bayon, R., 2004. Making environmental markets work: Lessons from early experience with sulfur, carbon and wetlands. *Forest Trends*, Washington DC.
- Belcher, B., Ruíz-Pérez, M., Achdiawan, R., 2005. Global patterns and trends in the use and management of commercial NTFPs: implications for livelihoods and conservation. *World Development*, 33, 1435-1452.
- Blom, B., Sunderland, T., Murdiyarso, D., 2010. Getting REDD to work locally: lessons learned from integrated conservation and development projects. *Environmental Science & Policy*, 13, 164-172.
- Bookbinder, M.P., Dinerstein, E., Rijal, A., Cauley, H., Rajouria, A., 1998. Ecotourism's support of biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 12, 1399-1404.
- Bowles, S., 2008. Policies designed for self-interested citizens may undermine "the moral sentiments": evidence from economic experiments. *Science*, 320, 1605-1609.
- Bowles, S., Hwang, S., 2008. Social preferences and public economics: Mechanism design when social preferences depend on incentives. *Journal of Public Economics*, 92, 1811-1820.
- Brandon, K., Wells, M., 1992. People and parks: linking protected area management with local communities. The World Bank, Washington DC.
- Brechin, S.R., Wilshusen, P.R., Fortwangler, C.L., West, P.C., 2002. Beyond the square wheel: toward a more comprehensive understanding of biodiversity conservation as social and political process. *Society & Natural Resources*, 15, 41-64.
- Brockington, D., Duffy, R., 2010. Capitalism and conservation: the production and reproduction of biodiversity conservation. *Antipode*, 42, 469-484.

- Brooks, J.S., Franzen, M. a, Holmes, C.M., Grote, M.N., Mulder, M.B., 2006. Testing hypotheses for the success of different conservation strategies. *Conservation Biology*, 20, 1528-38.
- Brown, K., 2004. Trade-off analysis for integrated conservation and development, in: McShane, T., Wells., M. (Eds.), *Getting Biodiversity Projects to Work*. Columbia University Press, New York, pp. 232-255.
- Castro Hernández, J., Hernández Jonapá, R., Náñez Jiménez, S., Rodríguez Alcázar, S., Tejeda Cruz, C., Vázquez Vázquez, A., Batchelder, K., Maldonado Fonseca, A., 2003. *Community-based Conservation: Participatory Conservation in Buffer Zone Communities in the Natural Protected Areas of Mexico, Chiapas*. The Nature Conservancy, Arlington.
- Chan, K.M., Pringle, R.M., Ranganathan, J., Boggs, C.L., Chan, Y.L., Ehrlich, P.R., Haff, P.K., Heller, N.E., Al-Khafaji, K., Macmynowski, D.P., 2007. When agendas collide: human welfare and biological conservation. *Conservation Biology*, 21, 59-68.
- Chapin, M., 2004. A challenge to conservationists. *World Watch*, 17, 17–31.
- Chichilnisky, G., Heal, G., 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature*, 391, 629–630.
- Child, M.F., 2009. The Thoreau ideal as a unifying thread in the conservation movement. *Conservation Biology*, 23, 241-243.
- Christensen, J., 2004. Win-Win Illusions. Over the past two decades, efforts to heal the rift between poor people and protected areas have foundered. So what next?. *Conservation in Practice*, 5, 12-19.
- Coase, R., 1960. The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- CONANP, 2003. *Diagnóstico social y estrategia de participación social en la Reserva de la Biosfera La Sepultura*. Unpublished Report.
- Dahlberg, A.C., Burlando, C., 2009. Addressing trade-offs: Experiences from conservation and development initiatives in the Mkuze Wetlands, South Africa. *Ecology and Society*, 14, 37.
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65, 663-674.
- Evans, M.I., 1993. Conservation by commercialization, in: Hladik, C.M., Hladik, A., Linares, O.F., Pagezy, H., Semple, A., Hadley. M. (Eds.), *Tropical Forests, People and Food: Biocultural Interactions and Applications to Development*. MAB Series, UNESCO, Paris, pp. 815-822.
- Farley, J., Costanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics*, 69, 2060-2068.
- Ferraro, P.J., 2001. Global habitat protection: limitations of development interventions and a role for conservation performance payments. *Conservation Biology*, 15, 990-1000.

- Ferraro, P.J., Simpson, R.D., 2002. The cost-effectiveness of conservation payments. *Land Economics*, 78, 339-353.
- Frederick, S., Loewenstein, G., O'donoghue, T., 2002. Time discounting and time preference: A critical review. *Journal of Economic Literature*, 40, 351-401.
- Frey, B.S., 1993. Motivation as a limit to pricing. *Journal of Economic Psychology*, 14, 635-664.
- Garnett, S.T., Sayer, J., Toit, J., 2007. Improving the Effectiveness of Interventions to Balance Conservation and Development: a Conceptual Framework. *Ecology and Society*, 12, 2.
- Gibson, C.C., Marks, S.A., 1995. Transforming rural hunters into conservationists: an assessment of community-based wildlife management programs in Africa. *World Development*, 23, 941-957.
- Goodland, R.J.A., Daly, H.E., El Serafy, S., 1993. The Urgent Need for Rapid Transition to Global Environmental Sustainability. *Environmental Conservation*, 20, 297-309.
- Groot, R.S. De, Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393-408.
- Gómez-Baggethun, E., Groot, R. de, Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69, 1209-1218.
- Gómez-Baggethun, E., Ruiz Pérez, M., 2011. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*, 35, 613-628.
- INE, 1999. Programa de manejo Reserva de la Biosfera La Sepultura, México. Instituto Nacional de Ecología, México D.F.
- INEGI, 2007. Censo Ejidal 2007.
http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/Agro/ca2007/Resultados_Ejidal/default.aspx
- INEGI, 2011. Censo de Población y Vivienda 2010.
<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/Default.aspx>
- Jong, B.D., Tipper, R., Montoya-Gómez, G., 2000. An economic analysis of the potential for carbon sequestration by forests: evidence from southern Mexico. *Ecological Economics*, 33, 313-327.
- Kosoy, N., Corbera, E., 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 69, 1228-1236.
- Kremen, C., Niles, J.O., Dalton, M.G., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Fay, J.P., Grewal, D., Guillery, R.P., 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science*, 288, 1828-1832.

- Linkie, M., Smith, R., Zhu, Y., Martyr, D., Suedmeyer, B., Pramono, J., Leader-Williams, N., 2008. Evaluating biodiversity conservation around a large Sumatran protected area. *Conservation Biology*, 22, 683-690.
- Martin, A., Blowers, A., Boersema, J., 2008. Paying for environmental services: can we afford to lose a cultural basis for conservation? *Environmental Sciences*, 5, 1-5.
- McAfee, K., 1999. Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. *Environment and Planning D, Society and Space*, 17, 133-154.
- McCauley, D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature*, 443, 27-28.
- Milne, S., & Adams, B. (2012). Market Masquerades: Uncovering the Politics of Community-level Payments for Environmental Services in Cambodia. *Development and Change*, 43, 133-158.
- Moguel, P., Toledo, V.M., 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*, 3, 11-21.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., May, P.H., 2010. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69, 1202-1208.
- Muñoz-Piña, C., 2011. Measuring the REDD effect of the Payment for Hydrological Environmental Services Program in Mexico (PSAH). Workshop on Enhancing the Cost-Effectiveness of Payments for Ecosystem Services. OECD Working group on economic aspects on biodiversity. <http://www.oecd.org/dataoecd/4/57/44903397.pdf>
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J., Braña, J., 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*, 65, 725-736.
- Muñoz-Piña, C., Rivera, M., Cisneros, A., García, H., 2011. Retos de la focalización del programa de pagos por servicios ambientales en México. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228, 87-113.
- Neumann, R.P., Hirsch, E., 2000. Commercialisation of non-timber forest products: review and analysis of research. CIFOR, Bogor.
- Pollini, J., 2011. The Difficult Reconciliation of Conservation and Development Objectives: The Case of the Malagasy Environmental Action Plan. *Human Organization*, 70, 74-87.
- Pretty, J., 2003. Social capital and the collective management of resources. *Science*, 302, 1912-1914.
- Pretty, J., Smith, D., 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology*, 18, 631-638.
- Redford, K.H., Adams, W.M., 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation Biology*, 23, 785-787.

- Redford, K., Levy, M., Sanderson, E., 2008. What is the role for conservation organizations in poverty alleviation in the world's wild places? *Oryx*, 42, 516-528.
- Rico García-Amado, L., Ruiz Pérez, M., Iniesta Arandia, I., Dahringer, G., Reyes Escutia, F., Barrasa García, S., (in press). Building ties: Social capital network analysis of a forest community in a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. *Ecology and Society*.
- Robertson, N., Wunder, S., 2005. Fresh tracks in the forest: assessing incipient payments for environmental services initiatives in Bolivia. CIFOR, Bogor.
- Ruiz Pérez, M., 2012. El desafío de conservar los bosques. *El Ecologista*, 72, 21-25.
- Ruiz Pérez, M., Belcher, B., Youn, Y.C., Achdiawan, R., Alexiades, M., Aubertin, C., Caballero, J., Campbell, B., Clement, C., Cunningham, T., Fantini, A., de Foresta, H., García Fernández, C., Gautam, K.H., Hersch Martínez, P., de Jong, W., Kusters, K., Kutty, M.G., López, C., Fu, M., Martínez Alfaro, M.A., Nair, T.R., Ndoye, O., Ocampo, R., Rai, N., Ricker, M., Schreckenber, K., Shackleton, S., Shanley, P., Sunderland, T., Youn Y., 2004. Markets drive the specialization strategies of forest peoples. *Ecology and Society*, 9, 4.
- Sanderson, S.E., Redford, K.H., 2003. Contested relationships between biodiversity conservation and poverty alleviation. *Oryx*, 37, 389-390.
- Sandker, M., Campbell, B.M., Nzoo, Z., Sunderland, T., Amougou, V., Defo, L., Sayer, J., 2009. Exploring the effectiveness of integrated conservation and development interventions in a Central African forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 18, 2875-2892.
- Sanfiorenzo-Barnhard, C., García-Barrios, L., Meléndez-Ackerman, E., Trujillo-Vásquez, R., 2009. Woody Cover and Local Farmers' Perceptions of Active Pasturelands in La Sepultura Biosphere Reserve Buffer Zone, Mexico. *Mountain Research and Development*, 29, 320-327.
- Scherr, S., White, A., Kaimowitz, D., 2004. A new agenda for forest conservation and poverty reduction. *Forest Trends*, Washington D.C.
- Simpson, R.D., Sedjo, R.A., 1996. Paying for the conservation of endangered ecosystems: a comparison of direct and indirect approaches. *Environment and Development Economics*, 1, 241-257.
- Sunderland, T.C.H., Ehringhaus, C., Campbell, B.M., 2008. Conservation and development in tropical forest landscapes: a time to face the trade-offs?. *Environmental Conservation*, 34, 276-279.
- Sunderlin, W.D., Angelsen, A., Belcher, B., Burgers, P., Nasi, R., Santoso, L., Wunder, S., 2005. Livelihoods, forests, and conservation in developing countries: an overview. *World Development*, 33, 1383-1402.
- Toledo, V., Ortiz-Espejel, B., Cortés, L., Moguel, P., Ordoñez, M., 2003. The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: a case of adaptive management. *Conservation Ecology*, 7, 9.

- Weitzman, M.L., 1998. Why the far-distant future should be discounted at its lowest possible rate. *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, 201-208.
- Wells, M.P., McShane, T.O., 2004. Integrating protected area management with local needs and aspirations. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33, 513–519.
- Wilshusen, P.R., Brechin, S.R., West, P.C., Fortwangler, C.L., 2002. Reinventing a Square Wheel: Critique of a Resurgent “Protection Paradigm” in International Biodiversity Conservation. *Society, Natural Resources*, 15, 17-40.
- Winkler, R., 2011. Why do ICDPs fail? The relationship between agriculture, hunting and ecotourism in wildlife conservation. *Resource and Energy Economics*, 33, 55-78.
- Wunder, S., 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. CIFOR, Bogor.
- Wunder, S., 2006. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21, 48–58.
- Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S., 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65, 834-852.

BLOQUE III DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES



Capítulo 10 Síntesis Integradora

Los artículos que conforman el bloque central de la tesis incorporan una discusión de los resultados específicos. Este capítulo recoge una discusión general e integradora de todos los temas tratados en dicho bloque. En primer lugar se discuten brevemente las 4 estrategias descritas en el capítulo 2: Pagos por Servicios Ambientales (PSA), Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo (PICD), Productos Forestales No Madereros (PFNM) y Gestión Colectiva de los Bienes Comunales (GCBC) de manera individual. La discusión se realiza en el marco de los objetivos que comprenden la tesis: Implementación, Impacto en los medios de vida, Interacciones con el mercado y Percepciones de la población local. Dado que estas estrategias y objetivos están altamente interrelacionados, en ocasiones su parcelación resulta compleja y artificial, pero se ha preferido mantener la división para ofrecer una estructura coherente en todos los apartados.

Tras el análisis individual de las estrategias se examina su confluencia dentro de la Reserva de la Biosfera. Por último se aportan una serie de reflexiones a los debates sobre la integración de conservación y desarrollo que se han mencionado en la introducción, analizando posibles vías de avance y reflexionando sobre el papel que juega el mercado, la tenencia de la tierra y la ética en todo ello.

10.1 Pagos por Servicios Ambientales

10.1.1 Implementación

Los Pagos por Servicios Ambientales se han propagado velozmente como herramienta de conservación (Porrás et al., 2009). La rapidez en su puesta en marcha y su efectividad a corto plazo (Engel et al., 2008) han generado muchas expectativas de solucionar gran parte de los dilemas entre conservación y desarrollo (Milder et al., 2010). Esto se ha traducido en un

masivo aporte de capital a este tipo de proyectos desde el comienzo del presente siglo. El capítulo 4 mostraba la variedad de proyectos que se acogen a este formato, la mayoría de ocasiones sin coincidir con la definición original de PSA (Muradian et al., 2010; Wunder et al., 2008).

Esta discordancia se debe en gran medida a las dificultades que implica la mercantilización de los servicios de los ecosistemas, que requiere aislarlos, dotarlos de valor de cambio e integrarlos en un mercado (Kosoy y Corbera, 2010). Aislar un servicio supone conceptualizar algo complejo como las funciones del ecosistema en un servicio singular, lo que no es una tarea sencilla. En el caso de la biodiversidad, como se discute en el capítulo 4, la complicación es aún mayor ya que no está definida como un servicio (MEA, 2005) y su papel en el ecosistema no ha sido aclarado (Balvanera et al., 2006; Diaz et al., 2005; Kremen, 2005; Lepš et al., 1982; Maestre et al., 2012; Midgley, 2012; Naeem y Wright, 2003; Thebault y Loreau, 2006; Tilman et al., 1997).

El valor de cambio suele determinarse en función del coste de oportunidad. Pero, como se veía en el capítulo 6, este coste no es fácil de fijar, su cuantificación está determinada por relaciones de poder (Corbera et al., 2007) y no siempre refleja los costes reales de la conservación (Gregersen et al., 2010; Karsenty et al., 2010; Mahanty et al., en prensa).

Por último, los mercados reales de servicios que se suponía iban a emerger no han resultado tan frecuentes, sobretudo en lo que concierne al sector privado (Milder et al., 2010; Muradian et al., 2010; Waage et al., 2007). Todo ello ha obligado a utilizar aproximaciones o simplemente cambiar la denominación de antiguos proyectos para incorporarlos dentro de la lógica PSA, aprovechando su tirón a la hora de recabar fondos.

El caso mexicano ejemplifica la dificultad de lograr esquemas PSA puros. Los pagos son gubernamentales y procedentes de impuestos nacionales. El coste de oportunidad del terreno no está incorporado, siendo un pago equivalente por hectárea en todo el terreno nacional que varía únicamente según el tipo de ecosistema. El pago, tanto en el esquema de PSAH como

PSA-CABSA ha estado condicionado a unas restricciones genéricas para evitar la deforestación. Probablemente por concurrencia con las corrientes conservacionistas en boga se ha denominado PSA, pero podría perfectamente encajar dentro de un esquema de subsidio a la conservación o de impuestos ambientales (McAfee y Shapiro, 2010).

La adicionalidad (dar pagos por prácticas que se habrían adoptado aun sin ellos) de los PSA mexicanos ha sido puesta en cuestión (Muñoz-Piña et al., 2008). Un estudio reciente (Muñoz-Piña, 2011) basado en modelos econométricos de deforestación en lugares con y sin PSA muestra que la deforestación en zonas con PSA es menor (0,6% frente a 3,6%). Este dato está lastrado por el hecho de que los PSA se han otorgado en las zonas con menor riesgo de deforestación (1,6% frente a 3,6%), lo que atribuye a los PSA un descenso real de la deforestación del 1%. Este descenso es importante pero vislumbra cierta falta de adicionalidad en el esquema PSA mexicano (Muñoz-Piña et al., 2008), como se aprecia en el estudio de caso del capítulo 6 de esta tesis que muestra que los PSA de la comunidad de Sierra Morena son ineficientes bajo el paradigma clásico de PSA, aunque esta calificación obvia otro tipo de beneficios no necesariamente económicos (Muradian et al., 2010), como el reconocimiento de la conservación en la comunidad (Rosa et al., 2004).

10.1.2 Impacto en los medios de vida

Los PSA, dado que se han otorgado en zonas con bajo riesgo de deforestación, han supuesto un cambio muy leve en la economía de las poblaciones locales. En el caso de Sierra Morena por ejemplo se han protegido zonas que no entraban dentro de los planes locales de desarrollo en el corto-medio plazo.

La falta de adicionalidad es mayor entre los poseedores de terreno (ejidatarios) que entre quienes no tienen derecho a tierra ejidal (pobladores) ya que tienen menos necesidad de aumentar sus ingresos. Este hecho tiene poca trascendencia práctica ya que son los primeros quienes tienen el poder de

decisión sobre la tierra. Sin embargo resalta las diferencias fundamentales que existen entre los 2 tipos de habitantes de los ejidos y que marcan gran parte de la convivencia. En el caso de los PSA, la tenencia de la tierra tiene un carácter claramente diferenciador en la recepción de los pagos. En la comunidad de Sierra Morena los pagos tienen un efecto igualitario entre los ejidatarios aunque aumenta las diferencias entre éstos y los pobladores, lo que supone un factor más de disgregación social que se une a los ya existentes. Sin embargo la figura del ejido permite que campesinos sin tierra puedan acceder a los pagos, lo que no es común en otras regiones donde se desarrollan programas de PSA.

10.1.3 Interacciones con el mercado

Como se ha visto en el punto 10.1.1 no ha sido fácil la incorporación de los PSA en estructuras de mercado. La CONAFOR intentó que los esquemas PSA se trasladaran a los municipios creando un mercado entre proveedores y usuarios locales del recurso, cosa que nunca se produjo entre otras cosas porque no estaba claro quién se encargaba de promover ese mercado. Esto hace que los PSA sigan dependiendo de impuestos nacionales y no teniendo fondos suficientes para cubrir todas las solicitudes (Kaimowitz, 2008; Muñoz-Piña et al., 2008).

Pese a que en lo económico no se haya generado un mercado real de servicios, como se verá en el punto siguiente, el efecto social y político en las poblaciones receptoras de PSA ha sido similar al de la mercantilización, ya que lo han interpretado como una venta de servicios (Milne y Adams, 2012).

10.1.4 Percepciones de la población local

Los PSA tienen una buena aceptación entre la población de la REBISE, que los considera un aporte directo y rápido a los ingresos familiares, muy útil en economías de subsistencia con dificultades de ahorro y financiación, especialmente en casos de emergencia (como enfermedades). Sin embargo refuerzan las dudas sobre el efecto negativo que puede desencadenar su

desaparición (Bowles, 2008), ya que no generan medios de subsistencia alternativos o incrementan la organización social.

Una de las principales críticas a los PSA incide en el proceso de mercantilización de la naturaleza y su posible cambio de valoración hacia lo crematístico (Child, 2009a; Gómez-Baggethun et al., 2010; Martin et al., 2008; McCauley, 2006). Los resultados de esta tesis aportan luz a este debate.

En lugares con sistemas de producción forestal como Sierra Morena, la concepción de los PSA como un premio por los años dedicados a la conservación predomina frente a la percepción de los pagos como una venta de servicios. Sin embargo, como se observa en el capítulo 4, entre ganaderos y productores de maíz y frijol, los PSA pasan a ser el beneficio más importante de la conservación y son percibidos principalmente como una transacción de mercado. Aunque los PSA no han generado mercados reales de servicios, la manera en que se ha explicado la causa de los pagos a las comunidades no ha dejado dudas de que se ha dotado de un valor de cambio a los valores intangibles del bosque. Esto ha producido situaciones contradictorias, como se veía en el capítulo 6, donde la mayoría de los encuestados consideraba que pese a que los pagos no son necesarios, el precio de venta de los servicios es insuficiente.

El capítulo 9 es uno de los primeros trabajos que estudian la interacción de los PSA con los valores de conservación. Aquellos habitantes de La Sepultura que reciben pagos directos tienden a destacar los beneficios económicos y ambientales de la conservación frente a quienes la defienden por motivos exclusivamente éticos. Este hecho es más perceptible en las comunidades en las que los PSA llevan más tiempo asentados, donde es menos probable encontrar a personas cuya motivación para conservar provenga del respeto a la naturaleza.

Los resultados sugieren que la venta de los servicios del ecosistema ha conllevado un cambio de percepción de la naturaleza desde posturas que parten del respeto al resto de seres vivos hacia aquellas que acentúan los beneficios ambientales y sobretodo monetarios de conservar la naturaleza, lo

que apoya la hipótesis de que los PSA promueven la valoración mercantilista de la naturaleza.

Esta transformación debería alertar a los conservacionistas ya que supone un punto de inflexión en la ética de la conservación (Child 2009a) y puede conllevar problemas para la conservación a largo plazo, dado que la valoración puramente crematística puede poner en mayor riesgo la conservación de la naturaleza en el caso de que los pagos no continúen. Más aun, la rápida transformación de la motivación para conservar hacia lo monetario que se muestra en el capítulo 9 refleja que existe un riesgo importante de irreversibilidad en esta tendencia.

10.2 Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo

10.2.1 Implementación

Los PICD de La Sepultura demuestran ser una estrategia efectiva para actividades económicas que son fácilmente insertables en nichos de mercado, como los mercados ecológicos o de comercio justo (palma o café en la REBISE). En estos casos los PICD han supuesto una mejora de la vida de las poblaciones a la vez que han logrado buenos resultados de conservación de la naturaleza. Sin embargo, el mercado tradicional de ganado, maíz y frijol encuentra trabas con los programas de conservación. Y el intento de promover otros tipos de cultivo para tratar de introducirse en el mercado ecológico no siempre ha funcionado. De ahí que la mayoría del presupuesto de los PICD en la Sepultura lo absorban proyectos de café y aprovechamiento forestal, que tienen más probabilidades de éxito.

La Sepultura demuestra que los PICD siguen siendo una herramienta de conservación altamente dependiente del contexto local (Garnett et al., 2007). Ante esta situación se hace necesario reflexionar sobre las causas de su ineffectividad. Al analizar los PICD en un contexto más global se observa que éstos no están aislados, sino que forman parte de una realidad compleja con muchas trabas a la conservación, como lo son guerras o intereses económicos no compatibles con la sostenibilidad (Brechin et al., 2002; Wilshusen et al.,

2002). Los PICD, al convivir con otros modelos de producción insostenibles, están obligados a funcionar como oasis de conservación y desarrollo en medio de un desierto de insostenibilidad. Pero es difícil aislar ciertas zonas elegidas de las dinámicas globales, lo que muy probablemente explica la razón por la que necesitan apoyo económico constante para subsistir (Sandker et al., 2009) y por la que los donantes se han inclinado por estrategias directas (Lele et al., 2010).

10.2.2 Impacto en los medios de vida

Como se menciona en el apartado anterior los PICD son muy dependientes del tipo de actividades desarrolladas. La posibilidad de llevar a cabo actividades compatibles con la conservación en la REBISE depende en gran medida de las condiciones naturales, lo cual está determinado, entre otras cosas, por la altitud del terreno. En estas comunidades, históricamente más aisladas y con mayor cobertura forestal es posible transformar los medios de vida hacia modelos que aumentan el valor añadido de los productos forestales compatibles con la conservación de la naturaleza.

La tenencia de la tierra en este caso es aún más determinante que en el caso del PSA pues, como se ve en el capítulo 7, las principales diferencias de ingresos entre ejidatarios y pobladores se producen fundamentalmente a través del café y en segundo término debido a la palma. Los pobladores tienen más difícil incorporarse a los PICD, aunque, como en el caso de los PSA, la figura del ejido les deja abiertas algunas posibilidades. Esto se aprecia en los capítulos 7 y 8 que describen cómo algunos pobladores, aunque con más dificultades que los ejidatarios, consiguen formar parte de la cooperativa de palma y del grupo de café, con las ventajas que ello confiere, como la seguridad de mercado y la mejora del precio de venta.

10.2.3 Interacción con el mercado

Como se discute en el capítulo 9, la narrativa alrededor de los PICD suele centrarse en conceptos como participación o manejo adaptativo, no haciendo tan explícita su relación con el mercado. Sin embargo los PICD son muy

dependientes de éste, lo que supone asumir riesgos, muchas veces desproporcionados para pequeños campesinos (Scherr et al., 2004). Por ello, las relaciones entre el mercado y los PICD es un punto determinante para explicar los éxitos y fracasos de los proyectos.

El trabajo desarrollado en esta tesis demuestra que el potencial de los PICD está muy restringido a productos compatibles con mercados nicho, donde la inserción al mercado supone una mejora de las condiciones de vida sin dañar el ecosistema. Sin embargo, los productos que no han encontrado hueco en los mercados ecológicos tienen que competir en mercados cuyos precios no incorporan las externalidades ambientales de su producción, por lo que se encuentran en desventaja (Scherr et al., 2004). En estos casos los proyectos avanzan con más dificultades.

10.2.4 Percepciones de la población local

Los PICD son apreciados por mejorar la productividad y generar conciencia ambiental. Este tipo de proyectos han sido determinantes para que en algunos lugares, como Sierra Morena, la conservación se haya transformado en un fin en sí mismo. En el capítulo 5 se comprueba cómo los agricultores involucrados en PICD tienen más tendencia a conservar por motivos de respeto intrínseco a la naturaleza frente a los que no, cuya motivación para conservar recae en mayor medida en los beneficios económicos de los PSA. El tipo de interacción con la tierra promueve diferentes maneras de valorarla. Es por eso que los PICD pueden ser determinantes en la percepción de los PSA. En aquellas zonas donde la conservación se integra en la producción los pagos directos tienen más probabilidades de interpretarse como un premio por la conservación que como un intercambio de mercado (Sandker, 2010).

Los PICD son también importantes en la generación de prestigio, que se ha resaltado en el capítulo 6 como un elemento que favorece la conservación. A su vez, este tipo de proyectos son determinantes en el desarrollo de redes

sociales, tanto dentro como fuera de la comunidad, al poner en contacto a los campesinos a través de sus actividades productivas.

Sin embargo los fracasos de este tipo de proyectos también han creado desconfianza. La dificultad de incorporar cultivos como el maíz o el frijol a los PICD quedó de manifiesto en las encuestas. Muchos campesinos expresaron su deseo de disminuir los aportes de agroquímicos a los pastizales y a los cultivos de maíz y de frijol, pero alegaron la imposibilidad de reducirlos sin una drástica disminución de la producción, con la subsecuente pérdida de ingresos. Los presupuestos asignados a los PICD no son capaces de compensar estas diferencias, por lo que de momento no se habían aportado soluciones al problema de la contaminación por pesticidas.

10.3 Productos Forestales No Madereros

10.3.1 Implementación

El aprovechamiento forestal se muestra en la REBISE como uno de los principales elementos de éxito en los PICD. Por ello los proyectos de aprovechamiento forestal son los que más están creciendo en la reserva, siendo el destino principal del programa PROCODES. La palma camedor (*Chamaedorea sp.*) es el principal PFNM de la reserva. Su desarrollo ha permitido la mejora de las condiciones de vida de los agricultores disminuyendo la presión sobre el bosque, ya que supone el abandono de las actividades agrícolas que más deforestan como el maíz, el frijol y el ganado. El capítulo 7 de la tesis analiza con detalle este proceso en la comunidad de Sierra Morena, una de las más activas en la comercialización de PFNM en la Sepultura.

10.3.2 Impacto en los medios de vida

La palma ha modificado sustancialmente los medios de vida en las comunidades en las que se produce. Siguiendo el patrón clásico de otros PFNM (Homma, 1992; Ruiz Pérez et al., 2004), pasó de ser recolectada de manera silvestre al cultivo forestal, desplazando completamente a las

actividades de subsistencia, maíz y frijol en este caso. El cultivo, de acuerdo con la curva de adopción clásica (Mercer, 2004) fue introducido en primera instancia por las personas más ricas de la comunidad, siendo rápidamente copiado por el resto de ejidatarios al comprobar el mejor rendimiento al esfuerzo.

La tenencia de la tierra, como ya se ha mencionado respecto a los PICD determina la posibilidad de incorporarse a las actividades de palma. La mayoría de los pobladores, poseedores de pequeños terrenos y sin acceso a los terrenos comunales donde se da la palma silvestre, han permanecido en las actividades de subsistencia. La palma ha aumentado por lo tanto las diferencias entre ejidatarios y pobladores.

10.3.3 Interacción con el mercado

La palma se integra en el clásico mercado nicho de los PFNM (Marshall et al., 2006; Neumann y Hirsch, 2000; Wilsey y Hildebrand, 2011), en concreto el mercado de productos ecológicos, como estrategia para compatibilizar conservación y desarrollo. Esto ha supuesto la integración en el mercado de muchas familias, especialmente las de aquellos ejidatarios con poco café, donde más se ha notado el aumento de ingresos.

En el capítulo 7 de la tesis se observa que el principal riesgo con respecto a esta actividad recae en que el mercado internacional de palma camedor parece estar saturado, por lo que el futuro de la actividad permanece incierto, más aún en comunidades como Sierra Morena, donde el plan de manejo prevé el aumento de la producción a medio plazo. Esta saturación sin embargo puede moderar el desarrollo de la actividad y evitar patrones clásicos y no deseados de los PFNM como la sobreexplotación del recurso (Homma, 1992) o la excesiva especialización (Belcher et al., 2005), ya que disminuyen la resiliencia de las poblaciones locales frente a futuros cambios o procesos de sobresaturación del mercado.

10.3.4 Percepciones de la población local

El capítulo 7 recoge las percepciones de los habitantes de Sierra Morena ante la transformación del modo de producción de palma. Todos los actores coinciden en que una vez superado el esfuerzo inicial, el paso al cultivo de palma ha supuesto una mejora de las condiciones de vida desde el punto de vista de los ingresos (pues la producción está asegurada) y del esfuerzo (pues los cultivos están más cerca). También coinciden en que beneficia al ecosistema al concentrar la zona de explotación, reduciendo la presión sobre las poblaciones naturales. Estas respuestas explican la rápida adopción de la manera de producción bajo cultivo.

En este contexto, la obligatoriedad de adoptar un plan de manejo podía haberse visto como un impedimento al desarrollo de la actividad. Sin embargo, el plan de manejo ha tenido una buena recepción entre los productores de palma que consideran que compatibiliza bien las necesidades de conservación y de desarrollo.

Las propuestas de futuro para el cultivo de palma dependen del conocimiento que los actores tienen a los límites del mercado. El tiempo de permanencia en la actividad está relacionado con el desarrollo de estrategias colectivas, que se muestran como las más efectivas para competir en el mercado (Bray et al., 2003). Los productores que iniciaron la actividad, con una amplia producción y conscientes de la saturación del mercado insisten en la necesidad de fomentar la organización social y abrir nuevos mercados. Aquellos que adoptaron el cultivo de palma rápidamente tras los innovadores prefieren centrar los esfuerzos en la certificación buscando aumentar el valor añadido del producto, mientras que los últimos productores en integrarse en la actividad, aún con poca superficie, abogan exclusivamente por el aumento de la producción.

10.4 Gestión colectiva de los bienes comunales

10.4.1 Implementación

Como se indicaba en la introducción de la tesis la gestión colectiva de los bienes comunales no es propiamente una estrategia de conservación y

desarrollo sino la base institucional sobre la que se implementan dichas estrategias, la cual es clave en el éxito de los proyectos de conservación (Garnett et al., 2007). La gestión colectiva depende de muchos factores, como el tipo de recursos o la tenencia de la tierra (Schlager y Ostrom, 1992; Vatn, 2007). Este apartado se centra en los procesos colectivos de manejo del ecosistema, utilizando el análisis de redes como herramienta (Bodin y Prell, 2011; Gould, 1993).

La red social de Sierra Morena, analizada en el capítulo 8, distingue un núcleo central y una periferia, estructura muy común en la gestión de recursos naturales (Ernstson et al., 2008). Los ejidatarios, fundamentalmente aquellos con más ingresos, ocupan las posiciones centrales dejando a los pobladores en las regiones más periféricas. Este tipo de estructura, si bien puede suponer ventajas por la eficiencia en la toma de decisiones, puede acarrear problemas de gobierno a largo plazo por la exclusión de actores en la participación (Janssen et al., 2006).

Los conflictos son inherentes a la gestión de bienes comunales, lo que obliga a trabajar en su resolución para obtener resultados positivos (Adams et al., 2003). La participación está muy ligada a la resolución de conflictos, siendo una de las claves en el éxito de los PICD (Garnett et al., 2007; Sandker et al., 2009). Por ello los fondos de los proyectos de conservación y desarrollo, como mostraba en la figura 5.2 del capítulo 5, reservan una parte para el desarrollo comunitario. Sin embargo, esta partida es minoritaria en comparación con los proyectos destinados a café, palma, ecoturismo, suelo o fuego. Sin minimizar la importancia de los proyectos productivos y su capacidad para incidir en las redes sociales, la falta de proyectos que fomenten la participación y el desarrollo comunitario choca en cierto modo con la ideología del proyecto MaB y con el propio diagnóstico de la CONANP (2003) en el que se describía la falta de participación como uno de los problemas de la REBISE.

10.4.2 Impacto en los medios de vida

El ejido es una institución pensada no sólo para el reparto de tierras sino para la gestión democrática, colectiva y horizontal de éstas. Aun así no está exento de estructuras de poder. El capítulo 8 de la tesis muestra la red social de Sierra Morena como un reflejo de las jerarquías de poder resultantes de los procesos históricos del ejido, los cuales son muy similares a los ocurridos en otras comunidades mexicanas (Haenn 2006). La tenencia de la tierra está muy ligada a la posición social en el ejido, siendo uno de los principales elementos diferenciadores, ya que la figura del ejido contempla la existencia de campesinos que no poseen tierra.

Otra fuente de diferenciación social proviene de las propias características de los actores, como se aprecia en el ejemplo de Sierra Morena. Dado que el ejido fue fundado a finales de la década de 1970 y que el terreno fue repartido igualmente entre todos los ejidatarios, las principales diferencias entre éstos se han originado a través de la innovación de algunos miembros de la comunidad. Estos actores rápidamente ocuparon las posiciones de poder en la red. Si bien el ejido se benefició de estas innovaciones, como el cultivo de palma o las redes de venta de café, la acumulación de poder precipitó problemas de exclusión y liderazgo. Un ejemplo de las tensiones entre innovación, poder y equidad (Dove, 1994; te Velde et al., 2006) se divisa en el capítulo 7, al discutir las dificultades para establecer la cuota de venta entre los socios de la cooperativa de palma de Sierra Morena, ya que los diferentes métodos de reparto fueron considerados injustos.

El ejido por tanto, concebido como una estructura equitativa alberga elementos diferenciadores importantes. Sin embargo, como se demuestra en los capítulos 6, 7 y 8, también actúa como amortiguador de estas diferencias, que de no ser por la institución ejidal serían mucho mayores. La existencia de una asamblea, cierto reconocimiento a los campesinos sin tierra y la rotación de los cargos, junto con el papel de bisagra de algunos actores centrales han permitido que las desigualdades no se disparen.

10.4.3 Interacciones con el mercado

Los mercados no sólo tienen la capacidad de transformar los medios de vida de la gente (Ruiz Pérez et al., 2004), sino que alteran las redes productivas comunitarias. El estudio de caso del capítulo 8 muestra cómo las redes que conforman cada una de las actividades productivas del ejido Sierra Morena se adaptan a las necesidades de cada mercado específico. Éstas redes forman parte de procesos de organización campesina para adquirir poder en el mercado y escalar en la cadena de valor de los productos (Antinori y Bray, 2005).

Los PSA, al no ser más que un ingreso desligado de actividades productivas no generan ningún tipo de red social. La palma y el ecoturismo, adaptándose a mercados altamente regulados y demandantes de planificación y coordinación, conforman cooperativas muy densas y transitivas, típicas de capital social vínculo. Por el contrario el café, que se vende una vez al año, no requiere más que una estructura de comercialización conjunta, por lo que conforma una red social más laxa, con mayor alcance y menor transitividad, típica de capital social puente. Esta superposición de redes hace que la comunidad aumente su resiliencia y que no haya nodos aislado (Bodin y Crona, 2009).

10.4.4 Percepciones de la población local

El caso de Sierra Morena ejemplifica las tensiones que emergen en el manejo colectivo de los bienes comunales. Los conflictos generados por las jerarquías han provocado rupturas y dificultades en el manejo de los bienes comunales. Pese a ello el manejo de los recursos naturales ha sido exitoso. La existencia de un objetivo común (o common knowledge, según se denomina en el capítulo 9 tomándolo de Ishihara & Pascual, 2009) ligado a la conservación ha sido suficiente para sobreponerse a las desigualdades en el capital social y a las dificultades organizativas. Esto se aprecia en la valoración realizada por los habitantes de la comunidad en el capítulo 6, en que muestran como la conservación es una razón fundamental para vivir en el ejido, razón por la cual prevalece la cooperación y el acato de la normativa ambiental. Incluso los pobladores, que conforman la población más excluida, descartan la posibilidad

de irse debido a las ventajas que ofrece el ejido frente a otros espacios. Aun así esta situación puede ser reversible y la persistencia de los conflictos la puede poner en riesgo.

10.5 Estrategias de conservación y desarrollo en la REBISE

10.5.1 Implementación

En el cuadro 1.1 de la introducción se resumían las diferentes maneras en que las poblaciones forestales interactúan con el bosque para subsistir (Sunderlin et al., 2005). El cuadro se vuelve a mostrar a continuación para facilitar la lectura. Como se ha visto a lo largo de la tesis en la REBISE se combinan todas ellas. La capacidad de desarrollar la estrategia 3, consistente en comercializar los productos forestales, es claramente la que marca el éxito en la integración de conservación y desarrollo, puesto que en aquellos sistemas en los que ha sido posible llevarla a cabo se han obtenido los mejores resultados.

Estrategia	Objetivo	Acción
Estrategia 1 (agricultura)	Agricultura y ganadería	Eliminar la cubierta forestal para obtener terrenos agrícolas y ganaderos.
Estrategia 2 (autoabastecimiento)	Autoabastecimiento del bosque	Obtener el acceso y la explotación de los bienes y servicios del bosque, para beneficiarse directamente de éstos.
Estrategia 3 (productos forestales)	Mercantilización de bienes del bosque	Incrementar el valor de los productos forestales, ya sea a través de tecnología que aumente la productividad de éstos, del mejor acceso a mercados o del aumento del valor añadido de los productos.
Estrategia 4 (pagos directos)	Mercantilización de biodiversidad y servicios de regulación del bosque	Obtener pagos directos por la realización de labores de conservación.

De los sistemas productivos de la reserva (cuadro 3.1 del capítulo 3) aquel que se fundamenta en café-palma-milpa es el que mejor se adapta a dicha estrategia, ya que la transformación productiva es pequeña y el acceso al mercado factible. En este contexto el resto de estrategias juegan un papel menor. La estrategia 4, que se aborda a través del esquema PSA, es un aporte que reconoce las tareas de conservación existentes aunque no conlleva prácticamente adicionalidad. La estrategia 2, que aborda el acceso a los servicios del bosque, permite el disfrute de éste y complementa el aporte de bienes a las familias, mientras que la estrategia 1, que elimina la cubierta forestal para obtener terrenos agrícolas y ganaderos queda relegada al ámbito testimonial con unas pocas hectáreas para el autoconsumo.

Las transformaciones en el resto de los sistemas productivos de la reserva no han sido tan exitosas. En ellos predomina la agricultura y la ganadería (estrategia 1), que son más controvertidas en términos de evitar la deforestación y la contaminación por pesticidas. Para este tipo de agrosistemas, la CONANP buscaba reconvertir el maíz y el frijol hacia la producción ecológica e intensificar la ganadería en sistemas silvopastoriles (figura 3.10, capítulo 3). Sin embargo, el mayor esfuerzo de cambio que requieren junto a la falta de mercados nicho para estos productos dificultan el cambio, aunque en algunos sistemas ganaderos se están llevando a cabo transformaciones que disminuyen la presión sobre el bosque (Sanfiorenzo-Barnhard et al., 2009). La inexistencia de productos forestales con opciones de mercantilización reduce el peso de la estrategia 3. En este caso, los PSA (estrategia 4) tienen una mayor adicionalidad que en el sistema café-palma-milpa, pero no comprenden todo el coste de oportunidad y no son suficientes para completar los ingresos familiares. La estrategia 2 tiene un papel similar al sistema café-palma-milpa, lo que puede contribuir a mantener franjas de bosque excluidas de la deforestación.

El modelo de desarrollo en estos últimos sistemas productivos pone en jaque la conservación de la biodiversidad y parece difícil encontrar alternativas, lo que parece dar la razón a aquellas voces que proclaman la separación de las

zonas de conservación de las productivas. Sin embargo, dada la densidad de población de la región no parece posible la exclusión de la población sin generar conflictos muy graves, por lo que esa opción debería quedar descartada. Por lo tanto, en el marco actual, la única posibilidad de conservar la biodiversidad de la Sepultura tiene que ser mediante figuras de protección que contemplen la actividad humana y las estrategias indirectas. Por ello, pese a las dificultades descritas, el programa MaB sigue presentándose como el más adecuado. De hecho en México las Reservas de la Biosfera figuran entre las más efectivas para la conservación (Figuroa y Sánchez-Cordero, 2008).

En La Sepultura, la existencia de la figura de la Reserva de la Biosfera ha contribuido activamente a la conservación de los recursos naturales. En las zonas altas ha apuntalado sistemas de producción compatibles con la conservación y en las zonas medias y bajas ha detenido el proceso de deforestación (Castro Hernández et al., 2003). La Reserva ha instaurado PICD persistentes en el tiempo, lo que ha permitido reforzar la gestión colectiva de los recursos y ha generado sinergias con otras instituciones, desde ONGs a Universidades aunque mayoritariamente del ámbito de la conservación.

Sin embargo las propuestas de conservación llevadas a cabo desde la Reserva se han visto obstaculizadas por las propias políticas agrarias promovidas por el gobierno mexicano. Esto ha generado situaciones contradictorias como la de favorecer por un lado la deforestación y el uso de pesticidas con políticas de apoyo a la ganadería y por otro lado la reforestación y el abandono de fertilizantes mediante políticas de conservación. Esta situación induce a la confusión entre los campesinos, que no tienen claro cómo debería ser el manejo de sus sistemas productivos.

10.5.2 Impacto en los medios de vida

El impacto de las políticas de conservación en los medios de vida depende mucho del sistema productivo de cada comunidad. En aquellas zonas con sistema café-palma-milpa los resultados se acercan mucho a las estrategias '*todos ganan*', ya que las políticas de conservación han mejorado la

calidad de vida de las personas. En el resto de áreas los trade-off son mayores, lo que supone mayor dificultad para tomar decisiones (McShane et al., 2011).

Desde la Reserva se han centrado los esfuerzos en aquellos lugares donde la conservación es más fácil, principalmente las zonas altas y medias. Esto ha contribuido a un desarrollo más sostenible de estas poblaciones. Sin embargo ha reforzado las diferencias sociales y ambientales que existían en La Sepultura, donde los costes de la conservación recaen en las poblaciones más pobres de los ejidos, frente a las zonas bajas mucho más degradadas y ocupadas por ranchos con mayores ingresos y con un mayor número de cabezas de ganado.

Los resultados de la tesis confirman que las estrategias a seguir para compatibilizar conservación y desarrollo son muy dependientes de la tenencia de la tierra (Grieg-Gran et al., 2005; Soule et al., 2000; Sunderlin et al., 2005). En México, la amplia distribución de la tierra entre sus campesinos bajo la institución ejidal favorece la puesta en marcha de este tipo de estrategias (Bray et al., 2005). No obstante, en los ejidos también se encuentran personas desposeídas de tierra, produciéndose ciertas dificultades a la hora de conservar. Como se veía en los capítulos 7 y 8, los pobladores reciben menos beneficios de la conservación, lo que genera problemas de gobierno. Aun así el hecho de que el modelo de propiedad comunal mexicana ofrezca oportunidades a los campesinos sin tierra ha amortiguado estas diferencias sociales, evitando en gran medida la ingobernabilidad de los ejidos.

10.5.3 Interacciones con el mercado

En aquellas comunidades que han accedido a nichos de mercado especializados, como los mercados de café y de palma ecológica, la mejora de las condiciones de vida es un hecho palpable. Un ejemplo de ello es el mercado ecológico, un mercado nicho y de carácter solidario que tiene su principal fuente de demanda en los países ricos, en el que los consumidores aceptan pagar más para compensar a los campesinos por incorporar la conservación en la producción. Los productos más solicitados son aquellos que sólo se producen en países tropicales pero tienen una demanda global, como

el café o el cacao. Es estos casos, la inserción al mercado puede conciliar conservación y desarrollo (Bacon, 2005), aunque no en todas las ocasiones (Ruben y Fort, 2011).

No todos los productos se ajustan a este tipo de mercados; de hecho en la REBISE sólo el café y la palma lo hacen. Los productos destinados a mercados nacionales o estatales tienen dificultades para integrarse en el mercado ecológico porque en países como México, más concretamente en la zona de Chiapas, con un índice de pobreza elevado, la creación de un mercado voluntario de productos ecológicos no tiene muchas opciones de éxito. Las comunidades que producen este tipo de bienes tienen que venderlos a través del mercado convencional, en el que la conservación resulta poco rentable (Godoy et al., 2000). En el mercado convencional el precio de los productos no incorpora las externalidades ambientales. Aunque ningún país está exento de regulación ambiental, ésta suele ser laxa en el caso de los países tropicales para obtener ventajas competitivas en el mercado global (Hornborg, 1998; Martinez-Alier, 2002). Dado que la producción sin restricciones ambientales resulta más barata, a corto plazo la producción sostenible se encuentra en desventaja. A su vez, el mercado global está dominado por unos pocos distribuidores, que imponen condiciones muy duras de pago a los pequeños productores (FAO, 2004; Rico y Kucharz, 2007), lo que hace que los campesinos no obtengan suficientes recursos para subsistir, aumentando la presión sobre los bosques.

Un aspecto de la integración al mercado que no suele ser tenido en cuenta es la transformación de las expectativas de la comunidad. El mercado es un escaparate de consumo que transforma las necesidades de quienes habitan en el bosque y predispone al consumo de bienes de lujo (aquellos cuya demanda aumenta en una proporción mayor al aumentar los ingresos), los cuales pasan a ser la principal fuente de status social en las comunidades (Heffetz, 2011). Ejemplos de este tipo de consumo son televisores, equipos de música o coches, los cuales están presentes en las comunidades estudiadas. Con ello, la inserción en el mercado modifica el concepto de bienestar (Diener y Suh, 1997; Easterlin, 1995) y la propia percepción de pobreza, generando lo

que Ivan Illich denomina *Homo miserabilis*, que “súbitamente apareció, casi de la noche a la mañana como una mutación del *Homo oeconomicus*, el protagonista de la escasez” (Illich, 1992, pp.88). Esto se matizó en algunas encuestas, donde algunos campesinos reconocían su pobreza en el hecho de no tener coche.

En este escenario en el que las carencias de la población aumentan, las estrategias de conservación y desarrollo se ven obstaculizadas, ya que el aumento excesivo del consumo está relacionado con la degradación ambiental (Daly et al., 2007; Sunderlin et al., 2005; Wackernagel et al., 2002). Así se explica que las estrategias centradas en el autoabastecimiento a través del bosque (estrategia 2 en la tabla 1.1), dejan de ser una posibilidad interesante en coexistencia con mercados (García-Fernández et al., 2008), puesto que no producen los ingresos necesarios para obtener bienes de lujo.

10.5.4 Percepciones de la población local

Como muestran los capítulos 5 y 9, las percepciones de los campesinos sobre la conservación dependen del medio de vida, siendo más favorables en aquellas personas que se dedican a actividades integradas en el mercado ecológico. Sin embargo el reconocimiento de las ventajas de vivir en un entorno conservado es mayoritario incluso en las personas insertas en el mercado tradicional.

Aunque las autoridades de la REBISE se han centrado más en el primer tipo de productores, han tratado de dar cobertura a todos. Los esfuerzos de las autoridades de la Reserva de la Biosfera han conseguido que la población local tenga una mayor conciencia de los problemas ambientales y que las políticas de conservación sean mayoritariamente aceptadas. La búsqueda de vías de participación y de adaptación ha contribuido a difundir la percepción de que la administración de la Reserva de la Biosfera no impone y restringe, sino que colabora y ayuda, lo que se refleja en el apoyo social que recibe. Como defendía el trabajo de Hayes (2006) en algunos casos las normas locales y consensuadas pueden ser útiles en la conservación, puesto que, al no verse

como una imposición, son más respetadas. Pero hace falta tiempo para resolver los conflictos, como demuestra el ejemplo de la Sepultura, donde se tardaron varios años en apaciguar las confrontaciones iniciales.

10.6 Mirar hacia delante

10.6.1 Integrar conservación y desarrollo

La presente tesis ha tratado de abordar los principales debates en torno a la integración de conservación y desarrollo desde una aproximación empírica. En este apartado se discute acerca de los dos debates más relevantes que se han presentado en la introducción: la pertinencia o no de espacios naturales protegidos con presencia humana y las posibilidades que albergan las estrategias directas e indirectas.

La REBISE demuestra que las Reservas de la Biosfera son una figura que permite ampliar la conservación de la naturaleza a espacios habitados por el hombre. Si bien la compatibilización de conservación no ha sido totalmente alcanzada y su existencia puede aumentar las cifras de espacios protegidos, prescindir de estas figuras en la actualidad abocaría a las zonas humanizadas a no tener regulación alguna, lo que podría resultar en situaciones como la que vivió La Sepultura antes de la creación de la Reserva, con una gran tasa de deforestación.

La visión defendida desde el enfoque ecosistémico del cuadro 1.2 que abogaba por la eliminación de los parques, si bien es interesante y probablemente la más coherente, requiere un marco político e institucional a escala global del que estamos lejos. Las Reservas de la Biosfera podrían permitir avanzar hacia instituciones democráticas de gobierno sostenible de los ecosistemas, aunque no lo garantizan, puesto que como se ha visto en los apartados anteriores, deben superar muchas dificultades contextuales para funcionar de acuerdo a la teoría.

El debate sobre la efectividad del proyecto MaB ganaría en riqueza si se atendiera tanto a los procesos que a los resultados directos e inmediatos. En la

REBISE por ejemplo, con todas sus dificultades por transformar los sistemas productivos, es interesante comprobar cómo las poblaciones han integrado la necesidad de conservar entre sus prioridades, aunque en muchas ocasiones no sepan bien cómo llevarla a cabo.

El descarte de las soluciones *'todos ganan'* ha sido un gran avance en la propuesta de conciliar la conservación y el desarrollo. La discusión cobra más sentido al centrarse en qué tipo de trade-off son aceptables y cuáles no (Fletcher, 2012; McShane et al., 2011; Sunderland et al., 2008), ya que no es lo mismo una plantación de café de sombra que la deforestación para plantar monocultivos de soja, aunque ambas prácticas conlleven impactos. Para que una actuación sea aceptable debe estar enmarcada dentro de la capacidad de los ecosistemas para sustentarla en el futuro (Gómez-Baggethun y Rico García-Amado, 2009). Por ello, es necesario valorar la capacidad de respuesta a medio y largo plazo de los ecosistemas a las intervenciones. Por ejemplo, perturbaciones intermedias o paisajes en mosaico pueden dar lugar en el largo plazo a sistemas con alto índice de biodiversidad que respetan los ciclos naturales (Halladay y Gilmour, 1995). La dehesa mediterránea ha sido un ejemplo de ello (Pineda y Montalvo, 1995) y el cafetal de sombra también lo puede ser (Moguel y Toledo, 1999) aunque no en todas las ocasiones (Tejeda-Cruz et al., 2010).

Al aceptar intervenciones dentro de los límites del ecosistema, las estrategias indirectas deben centrarse en la discusión por parte de los actores locales de los trade off a asumir y de los posibles escenarios de futuro para ver los resultados ambientales a largo plazo (Sandker et al., 2009). Esto incluye prestar atención a las dificultades que presentan los mercados y buscar opciones para superarlas, pues de otra manera se pueden generar falsas expectativas, como ocurre con la palma en la REBISE. En la tesis se ha demostrado que fomentar las organizaciones campesinas para fortalecer el peso de los productores y atenuar los riesgos ayuda a los pequeños campesinos a integrarse en el mercado (Antinori y Bray, 2005). Otras actuaciones encaminadas en la misma dirección consisten en aumentar la diversidad de actividades productivas para evitar los riesgos de saturaciones de

mercado (Belcher et al., 2005) o no desatender a los mercados locales (Brooks et al., 2006).

Los PSA pueden tener un hueco importante en la conservación, pero es también importante conocer sus límites para que no produzcan efectos perversos (Farley y Costanza, 2010), como la transformación de la motivación para conservar hacia lo monetario que se relata en el capítulo 9, y que ha sido señalada en diversos ámbitos (Bowles, 2008; Bowles y Hwang, 2008; Frey, 1993). La virtud fundamental de los pagos directos es que permiten detener procesos de degradación rápidos y a gran escala, algo para lo que los PICD no están diseñados. Entender los pagos no como una venta de servicios, sino como una solución para ganar tiempo mientras se revierten procesos altamente degradantes puede evitar la conceptualización de la naturaleza como un producto de mercado más. A su vez, limitar temporalmente los pagos directos y ligarlos a PICD en el medio-largo plazo puede reforzar las ventajas de cada programa y disminuir sus debilidades.

La puesta en marcha de políticas de conservación y desarrollo requiere revisar las políticas de desarrollo tradicional, ya que las segundas pueden suponer una traba al funcionamiento de las primeras (Linkie et al., 2008; Pollini, 2011). En México hay una enorme incoherencia entre las políticas desarrolladas por la SEMARNAT (Ministerio de Medio Ambiente) y la SAGARPA (Ministerio de Agricultura). Por ejemplo, a escala nacional frente a un gasto anual en 2011 de 210 millones de pesos en los PICD y de 796 millones de pesos en el programa de PSA, el gobierno ha invertido 4300 millones de pesos en el programa PROGAN, de apoyo a la ganadería tradicional. Esto ha llevado a situaciones ilógicas como el que por las 2,3 millones de toneladas de CO₂ evitadas de emisión por los PSAH entre 2000 y 2006 y las 8,1 millones de toneladas evitadas de emisión por las Áreas Naturales Protegidas, se hayan liberado a la atmósfera 38,2 millones de toneladas inducidas por el PROGAN (Muñoz-Piña, 2011).

10.6.2 Equidad, poder y tenencia de la tierra

Dado que la equidad es un elemento clave en los proyectos de conservación y desarrollo y que no es fácil determinarla, es necesario abordar los debates sobre equidad y pobreza en profundidad (Pascual et al., 2009). Los capítulos 6, 7 y 8 muestran las dificultades de establecer cuotas equitativas en los PSA y en la cooperativa de palma ya que todos los autores se veían legitimados para reclamar una mayor proporción. Esto implica la necesidad de emplear tiempo y esfuerzo en debatir y tratar de consensuar la distribución de todas las fases del proyecto, sabiendo que el debate nunca ha de darse por cerrado, pues de otra manera se corre el riesgo de aumentar las tensiones entre los actores locales.

Para llevar a cabo este proceso es necesario desentrañar previamente las relaciones de poder, pues de otra manera se corre el riesgo de perjudicar a las poblaciones más marginadas en aras de la conservación y el desarrollo (Nightingale, 2006) y, como se veía en el capítulo 8, minar el funcionamiento colectivo a largo plazo. El proceso de empoderamiento de la población excluida no puede ser implantado externamente, sino que debe ser promovido desde la participación de todos los actores de la comunidad, prestando especial atención a las poblaciones más excluidas para que obtengan mayor cuota de poder (Adams et al., 2003; Agarwal, 2000; Barnes, 2009; Ishihara y Pascual, 2009), lo que muy probablemente repercutirá a largo plazo en un mejor gobierno sobre los recursos naturales (Bodin et al., 2006).

En el caso mexicano esto implica cuestionar la organización del ejido y la situación de los campesinos sin tierra. En los resultados de la tesis se describen las oportunidades que la institución ejidal ofrece a los campesinos, que van desde la adquisición de tierras a la organización horizontal, de la que se benefician incluso los pobladores. La solución a la situación de estos últimos es compleja, ya que la existencia de un número fijo de títulos ejidales se hizo para prevenir la división constante de la tierra y la subsiguiente generación de minifundios (Barnes 2009). Sin embargo esto condena a los hermanos no primogénitos a no tener derechos de propiedad, dando pie a que un proceso natural como la natalidad influya en la creación de jerarquías.

Con todo, el empoderamiento de la población más débil implica rediscutir en la asamblea del ejido la posición de los pobladores, tratando de compensar las desventajas de las que parten. También se presta a debate la natalidad, un tema espinoso, más aún en lugares de alto fervor religioso. Sin embargo la propuesta de revisar la natalidad fue realizada por uno de los campesinos de Sierra Morena, que mencionó la dificultad de conseguir abastecer a toda la población del ejido si las familias tenían un elevado número de hijos. Curiosamente ligaba este hecho a sus convicciones religiosas, pues éstas le obligaban a cuidar la naturaleza, lo que no era posible sin planificar la descendencia.

No se debe perder de vista la modificación del artículo 27 de la Constitución mexicana, que permitió la individualización del ejido y donde el estado deja de tener un papel como distribuidor de tierras para pasar a regular la tenencia (Barnes, 2009). La respuesta a este proceso de privatización del ejido no ha sido lineal y la mayoría de los ejidos continúan bajo un modelo comunal (Wilshusen, 2010). Sin embargo, a largo plazo, la privatización de las tierras puede aumentar la situación de exclusión de la población sin tierra, además de poner en riesgo las estrategias de conservación y desarrollo que dependen en gran medida del manejo colectivo de los recursos (Taylor y Zabin, 2000).

10.6.3 Repensando el mercado

Bajo el concepto de mercado se agrupan procesos tan diferentes y con impactos tan dispares como intercambiar productos en la plaza de una pequeña localidad o el mercado de futuros agrícolas de Chicago. La mayoría de ocasiones se utiliza mercado como sinónimo (o eufemismo) de capitalismo, el elefante en la habitación que nadie pretende ver (Newell, 2010). Aunque este tema es muy amplio y excede el marco de la tesis, en el presente apartado se reflexiona brevemente acerca del papel del capitalismo y del proceso de liberalización de los mercados internacionales en el debate sobre conservación y desarrollo.

En la tesis se analizan las 2 alternativas con la que, bajo una óptica posibilista, se ha tratado de paliar la degradación ambiental causada por los mercados tradicionales de materias primas: la mercantilización de los valores de no uso del bosque y la creación de mercados “éticos” (Brockington y Duffy, 2010; Carrier, 2010; Humphreys, 2009; Igoe et al., 2010). Con estas alternativas de carácter voluntario se ha tratado de eludir el debate acerca de las incompatibilidades del modelo de producción y consumo capitalista con la conservación (Carrier, 2010; McAfee, 1999) y de la puesta en marcha de una regulación global que prohibiera toda práctica no compatible con la conservación del medio ambiente.

La disyuntiva de los ambientalistas se encuentra por lo tanto entre la creación de mercados voluntarios y la regulación y control del mercado para buscar un modelo más equitativo y sostenible. Como se confirma en la presente tesis, si bien los primeros pueden ser efectivos en algunos casos, no siempre funcionan (Ruben y Fort, 2011) y no pueden abarcar todos los productos. Por ello la segunda vía parece más adecuada para cubrir todas las opciones de producción. La propuesta de regulación ambiental y social del mercado global podría conllevar ventajas a la hora de integrar la conservación. En primer lugar podría erradicar las desventajas competitivas de la producción sostenible. En segundo término podría subvertir la distribución del beneficio dentro de la cadena de valor de los productos, actualmente acaparada por los grandes distribuidores. De esta manera, si los campesinos logran un mayor porcentaje del precio final de los productos forestales, éstos obtendrían mayores ingresos, por lo que la subsistencia estaría garantizada bajo menor presión sobre el bosque.

La principal dificultad para materializar una regulación ambiental global recae en que no es posible hacerlo sin enfrentarse a las estructuras de poder que dominan el mercado y promueven la desregulación. Este enfrentamiento, que se está dando en diferentes países y tanto entre colectivos rurales como urbanos, es particularmente relevante para el tema de la tesis en el caso de movimientos campesinos globales como La Vía Campesina (Borras Jr, 2004),

que encuentra su eco en diferentes movimientos campesinos mexicanos (González-Espinosa, 2005; McAfee y Shapiro, 2010).

Los debates acerca de la capacidad de integrar la conservación y el desarrollo podrían salir del estancamiento que denunciaba Roe (2008) repensando el papel del capitalismo y del mercado (Fletcher, 2012). De otra manera se asume la inmutabilidad de las reglas del juego, las cuales priman los procesos de crecimiento y acumulación capitalista, que no son muy compatibles con los intercambios equitativos y dentro de los límites de la biosfera que promulga la sostenibilidad (Gómez-Baggethun y Rico García-Amado, 2009; Goodland y Daly, 1996; O'Connor, 1988) dado que las tasas de descuento de mercado divergen sustancialmente de las tasas de descuento socioecológicas (Goodland et al., 1993; Weitzman, 1998).

10.6.4 Valor, valores, ética

No es posible abordar la conservación sin adentrarse en el tema de la ética y de los valores. Por ejemplo, cuando se propone dotar de un valor de cambio a los valores de uso y de no uso del bosque se está aceptando la tesis de que aquello que no tiene precio no merece ser conservado, reforzando un sistema de valores concreto (Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011). Esto es lo que parece haber ocurrido en la REBISE con los PSA, dónde la ética de lo monetario gana terreno a medida que los pagos se van asentando.

Éste sistema de valores basado en lo crematístico se contrapone a la ética del respeto que hasta la fecha se registra en la mayoría de la población de la REBISE. El hecho de que los PSA parecen estar socavando esta concepción puede convertirse en un problema a largo plazo.

Sin embargo, achacar exclusivamente a los PSA la transformación de las motivaciones de conservación puede resultar excesivo. Los pagos han arribado en un contexto en que los deseos de conservar se contraponen a los deseos de aumentar de manera exponencial el consumo, que es la principal traba a las políticas de conservación (Wackernagel et al., 2002; Worldwatch Institute, 2010). El aumento del consumo, que es necesario para escapar de la pobreza,

pasado cierto umbral, no sólo se torna insostenible sino que tiene efectos nulos o negativos sobre el bienestar de la población (Diener y Biswas-Diener, 2002; Easterlin, 1974; Masferrer-Dodas et al., en prensa).

Cuestionar las bondades del consumismo debe ir por lo tanto ligado a los proyectos de conservación. Sin embargo, siendo el impacto del consumo de los habitantes de la REBISE mucho menor que la media global, incluyendo a quien suscribe esta tesis, no sería justo exigir a éstos que pregonen con el ejemplo. En todo caso se podría aprender de la experiencia de esta población para señalar la importancia de los valores intrínsecos de la naturaleza, así como los beneficios de vivir en entornos conservados. Y, en última instancia, para difundir la necesidad de una ética global que deje de poner el consumo en el centro para pasar a una ética del respeto (Child, 2009a, 2009b).

10.6.5 Corolario

Lo que se deduce de este trabajo de tesis es que la respuesta está fundamentalmente en la política y la educación (Child, 2009b; Martínez-Alier et al., 2010; Naredo, 2005; Orr, 2003; Wilshusen et al., 2002). No cuestionar el modelo de producción y consumo obliga a los conservacionistas a jugar en un terreno delicado que conduce a los debates sobre conservación-desarrollo a contradicciones permanentes (Gómez-Baggethun, 2010). Conseguir un cambio de modelo no es una tarea fácil, puesto que requiere convencer a la población y cambiar las relaciones de poder a escala mundial. Esto no quiere decir que haya que esperar hasta entonces para promover proyectos de conservación y desarrollo, sino a que éstos incluyan la capacidad de cuestionar el modelo en que se insertan. De otra manera continuaremos caminando hacia el norte en un tren que se dirige hacia el sur (walking north on a southbound train, Orr 2003).

Referencias

- Adams, W.M., Brockington, D., Dyson, J., Vira, B., 2003. Managing tragedies: understanding conflict over common pool resources. *Science* 302, 1915-1916.
- Agarwal, B., 2000. Conceptualising environmental collective action: why gender matters. *Cambridge Journal of Economics* 24, 283-310.
- Antinori, C., Bray, D., 2005. Community forest enterprises as entrepreneurial Firms: Economic and institutional perspectives from Mexico. *World Development* 33, 1529-1543.
- 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, 497-511.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology letters* 9, 1146-1156.
- Barnes, G., 2009. The evolution and resilience of community-based land tenure in rural Mexico. *Land Use Policy* 26, 393-400.
- Belcher, B., Ruiz-Pérez, M., Achdiawan, R., 2005. Global patterns and trends in the use and management of commercial NTFPs: implications for livelihoods and conservation. *World Development* 33, 1435-1452.
- Bodin, Ö., Crona, B., Ernstson, H., 2006. Social Networks in Natural Resource Management : What Is There to Learn from a Structural Perspective ? *Ecology & Society* 11, 2.
- Bodin, Ö., Crona, B.I., 2009. The role of social networks in natural resource governance: What relational patterns make a difference? *Global Environmental Change* 19, 366-374.
- Bodin, Ö., Prell, C., 2011. *Social networks and natural resource management: uncovering the social fabric of environmental governance*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Borras Jr, S.M., 2004. *La Vía Campesina. An Evolving Transnational Social Movement*. Transnational Institute, Amsterdam, Holanda.
- Bowles, S., 2008. Policies designed for self-interested citizens may undermine "the moral sentiments": evidence from economic experiments. *Science* 320, 1605-1609.

- Bowles, S., Hwang, S., 2008. Social preferences and public economics: Mechanism design when social preferences depend on incentives. *Journal of Public Economics*, 92, 1811-1820.
- Bray, D.B., Merino-Perez, L., Barry, D., 2005. *The community forests of Mexico*. University of Texas Press, Texas, EEUU.
- Bray, D.B., Merino-Perez, L., Negreros-Castillo, P., Segura-Warnholtz, G., Torres-Rojo, J.M., Vester, H.F.M., 2003. Mexico's Community-Managed Forests as a Global Model for Sustainable Landscapes. *Conservation Biology* 17, 672-677.
- Brechin, S.R., Wilshusen, P.R., Fortwangler, C.L., West, P.C., 2002. Beyond the square wheel: toward a more comprehensive understanding of biodiversity conservation as social and political process. *Society & Natural Resources* 15, 41-64.
- Brockington, D., Duffy, R., 2010. Capitalism and conservation: the production and reproduction of biodiversity conservation. *Antipode* 42, 469-484.
- Brooks, J.S., Franzen, M. a, Holmes, C.M., Grote, M.N., Mulder, M.B., 2006. Testing hypotheses for the success of different conservation strategies. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 20, 1528-1538.
- CONANP, 2003. *Diagnóstico Social y estrategia de Participación Social en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas*.
- Carrier, J.G., 2010. Protecting the Environment the Natural Way: Ethical Consumption and Commodity Fetishism. *Antipode* 42, 672-689.
- Castro Hernández, J., Hernández Jonapá, R., Náñez Jiménez, S., Rodríguez Alcázar, S., Tejeda Cruz, C., Vázquez Vázquez, A., Batchelder, K., Maldonado Fonseca, A., 2003. *Community-based Conservation: Participatory Conservation in Buffer Zone Communities in the Natural Protected Areas of Mexico, Chiapas*. The Nature Conservancy, Arlington, EEUU.
- Child, M.F., 2009a. The Thoreau ideal as a unifying thread in the conservation movement. *Conservation biology* 23, 241-243.
- Child, M.F., 2009b. Two Cultures of Conservation. *Conservation Biology* 23, 1071-1072.
- Corbera, E., Kosoy, N., Martinez-Tuna, M., 2007. Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America. *Global Environmental Change* 17, 365-380.

- Daly, H.E., Czech, B., Trauger, D.L., Rees, W.E., Grover, M., Dobson, T., Trombulak, S.C., 2007. Are We Consuming Too Much — for What? The Question : Scale versus Allocation. *Conservation Biology* 21, 1359-1362.
- Diaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin, F.I., Dirzo, R., 2005. Biodiversity Regulation of Ecosystem Services, en: Hassan, R., Scholes, R., Ash, N. (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington DC, EEUU, pp. 297-329.
- Diener, E., Biswas-Diener, R., 2002. Will Money Increase Subjective Well-Being? *Social Indicators Research* 57, 119-169.
- Diener, E., Suh, E., 1997. Measuring quality of life: economic, social, and subjective indicators. *Social Indicators Research* 40, 189-216.
- Easterlin, R.A., 1974. Does economic growth improve the human lot? Some empirical evidence, en: David, P., Reder, M. (Eds.), *Nations and Households in Economic Growth: Essays in Honor of Moses Abramowitz*. Academic Press, Nueva York, EEUU, pp. 89-125.
- Easterlin, R.A., 1995. Will raising the incomes of all increase the happiness of all? *Journal of Economic Behavior & Organization* 27, 35-47.
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65, 663-674.
- Ernstson, H., Sörlin, S., Elmqvist, T., 2008. Social movements and ecosystem services—the role of social network structure in protecting and managing urban green areas in Stockholm. *Ecology & Society* 13, 39.
- FAO, 2004. *The State of Food Insecurity in the World*. Food and Agriculture Organization, Roma, Italia.
- Farley, J., Costanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* 69, 2060-2068.
- Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V., 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and conservation* 17, 3223-3240.
- Fletcher, R., 2012. Using the Master's Tools? Neoliberal Conservation and the Evasion of Inequality. *Development and Change* 43, 295-317.
- Frey, B.S., 1993. Motivation as a limit to pricing. *Journal of Economic Psychology*, 14, 635-664.

- García-Fernández, C., Ruiz-Pérez, M., Wunder, S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *Forest Ecology and Management* 256, 1468–1476.
- Garnett, S.T., Sayer, J., Toit, J., 2007. Improving the Effectiveness of Interventions to Balance Conservation and Development : a Conceptual Framework. *Ecology & Society* 12, 2.
- Godoy, R., Wilkie, D., Overman, H., Cubas, A., Cubas, G., Demmer, J., McSweeney, K., Brokaw, N., 2000. Valuation of consumption and sale of forest goods from a Central American rain forest. *Nature* 406, 62-63.
- González-Espinosa, M., 2005. Forest use and conservation implications of the Zapatista rebellion in Chiapas, Mexico. *Forests and Conflicts. ETFRN News* 43/44, 74-76.
- Goodland, R., Daly, H., 1996. Environmental sustainability: universal and non-negotiable. *Ecological Applications* 6, 1002-1017.
- Goodland, R.J.A., Daly, H.E., El Serafy, S., 1993. The Urgent Need for Rapid Transition to Global Environmental Sustainability. *Environmental Conservation* 20, 297-309.
- Gould, R.V., 1993. Collective action and network structure. *American Sociological Review* 58, 182-196.
- Gregersen, H., Lakany, H.E., White, A., 2010. Does the Opportunity Cost Approach Indicate the Real Cost of REDD+? *Rights and Realities of Paying for REDD+*. CIRAD, Washington DC, EEUU.
- Grieg-Gran, M., Porras, I., Wunder, S., 2005. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development* 33, 1511-1527.
- Gómez-Baggethun, E., 2010. *Ecologizar la economía o ecomizar la ecología. controversias teóricas y desafíos prácticos en la valoración de los servicios de los ecosistemas*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209-1218.
- Gómez-Baggethun, E., Rico García-Amado, L., 2009. Sostenibilidad: cultura de los límites, en: Ladrero, V. (Ed.), *Claves Del Ecologismo Social*. Libros en Acción, Madrid, pp. 119-124.
- Gómez-Baggethun, E., Ruiz-Pérez, M., 2011. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography* 35, 613-628.

- Halladay, P., Gilmour, D.A. (Eds.), 1995. *Conserving Biodiversity Outside Protected Areas. The Role of Traditional Agroecosystems*. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Hayes, T.M., 2006. *Parks, People, and Forest Protection: An Institutional Assessment of the Effectiveness of Protected Areas*. *World Development* 34, 2064-2075.
- Heffetz, O., 2011. A Test of Conspicuous Consumption: Visibility and Income Elasticities. *The Review of Economics and Statistics* 93, 1101-1117.
- Homma, A.K.O., 1992. The dynamics of extraction in Amazonia: a historical perspective., in: Nepstad, D.C., Schwartzman, S. (Eds.), *Non-timber Products from Tropical Forests: Evaluation of a Conservation and Development Strategy*. New York Botanical Garden, Nueva York, EEUU, pp. 23-32.
- Hornborg, A., 1998. Towards an ecological theory of unequal exchange: articulating world system theory and ecological economics. *Ecological Economics* 25, 127-136.
- Humphreys, D., 2009. Discourse as ideology: Neoliberalism and the limits of international forest policy. *Forest Policy and Economics* 11, 319-325.
- Igoe, J., Neves, K., Brockington, D., 2010. A Spectacular Eco-Tour around the Historic Bloc: Theorising the Convergence of Biodiversity Conservation and Capitalist Expansion. *Antipode* 42, 486-512.
- Illich, I., 1992. Needs, in: Sachs, W. (Ed.), *The Development Dictionary*. Zed Books, London, pp. 88-101.
- Ishihara, H., Pascual, U., 2009. Social capital in community level environmental governance: A critique. *Ecological Economics* 68, 1549-1562.
- Janssen, M.A., Bodin, Ö., Anderies, J.M., Elmqvist, T., Ernstson, H., McAllister, R.R.J., Olsson, P., Ryan, P., 2006. Toward a network perspective of the study of resilience in social-ecological systems. *Ecology & Society* 11, 15.
- Kaimowitz, D., 2008. The prospects for reduced emissions from deforestation and degradation (REDD) in Mesoamerica. *International Forestry Review* 10, 485-495.
- Karsenty, A., Sembres, T., Radrianarison, M., 2010. Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du sud. *Revue Tiers Monde* 202, 57-74.
- Kosoy, N., Corbera, E., 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69, 1228-1236.

- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology letters* 8, 468-479.
- Lele, S., Wilshusen, P., Brockington, D., Seidler, R., Bawa, K., 2010. Beyond exclusion: alternative approaches to biodiversity conservation in the developing tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2, 94-100.
- Lepš, J., Osbornová-Kosinová, J., Rejmánek, M., 1982. Community stability, complexity and species life history strategies. *Plant Ecology* 50, 53-63.
- Linkie, M., Smith, R., Zhu, Y., Martyr, D., Suedmeyer, B., Pramono, J., Leader-Williams, N., 2008. Evaluating biodiversity conservation around a large Sumatran protected area. *Conservation Biology* 22, 683-690.
- MEA, 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington DC, EEUU.
- Maestre FT., Quero, JL., Gotelli, NJ. Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., García-Gómez, M., Bowker, MA., Soliveres, S., Escolar, C., García-Palacios, P., Berdugo, M. Valencia, E., Gozalo, P., Gallardo, A., Aguilera, L., Arredondo, T., Blones, J., Boeken, B., Bran, D., Conceição, DA., Cabrera, O., Chaieb, M., Derak, M., Eldridge, DJ., Espinosa, Cl., Florentino, A., Gaitán, J., Gatica, MG., Ghiloufi, W., Gómez-González, S., Gutiérrez, JR., Hernández, RM., Huang, X., Huber-Sannwald, E., Jankju, M., Miriti, M., Monerris, J., Mau, RL., Morici, E., Naseri, K., Ospina, A., Polo, V., Prina, A., Pucheta, E., Ramírez-Collantes, DA., Romão, R., Tighe, M., Torres-Díaz, C., Val, J., Veiga, JP., Wang, D., Zaady, E., 2012. Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. *Science* 331, 214-218.
- Mahanty, S., Suich, H., Tacconi, L., en prensa. Access and benefits in payments for environmental services and implications for REDD+: Lessons from seven PES schemes. *Land Use Policy*.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.10.009>
- Marshall, E., Schreckenberg, K., Newton, A.C., 2006. Commercialization of non-timber forest products: factors influencing success: lessons learned from Mexico and Bolivia and policy implications for decision-makers. UNEP World Conservation Monitor Centre, Cambridge, Reino Unido.
- Martin, A., Blowers, A., Boersema, J., 2008. Paying for environmental services: can we afford to lose a cultural basis for conservation? *Environmental Sciences* 5, 1-5.
- Martinez-Alier, J., 2002. *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*. Edward Elgar Pub., Cheltenham, Reino Unido.

- Martínez-Alier, J., Pascual, U., Vivien, F.-D., Zaccai, E., 2010. Sustainable de-growth: Mapping the context, criticisms and future prospects of an emergent paradigm. *Ecological Economics* 69, 1741-1747.
- Masferrer-Dodas, E., Rico Garcia-Amado, L., Huanca, T., Reyes-García, V., en prensa. Consumption of market goods and wellbeing in small-scale societies: An empirical test among the Tsimane' in the Bolivian Amazon. *Ecological Economics*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.08.009>
- McAfee, K., 1999. Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. *Environment and Planning, D, Society and Space* 17, 133-154.
- McAfee, K., Shapiro, E.N., 2010. Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State. *Annals of the Association of American Geographers* 100, 579-599.
- McCauley, D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 27-28.
- McShane, T.O., Hirsch, P.D., Trung, T.C., Songorwa, A.N., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Thang, H.V., Dammert, J.L., Pulgar-Vidal, M., others, 2011. Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biological Conservation* 144, 966-972.
- Mercer, D.E., 2004. Adoption of agroforestry innovations in the tropics: a review. *Agroforestry systems* 61, 311-328.
- Midgley, G.F., 2012. Biodiversity and Ecosystem Function. *Science* 335, 174-175.
- Milder, J.C., Scherr, S.J., Bracer, C., 2010. Trends and future potential of payment for ecosystem services to alleviate rural poverty in developing countries. *Ecology & Society* 15, 4.
- Milne, S., Adams, B., 2012. Market Masquerades: Uncovering the Politics of Community-level Payments for Environmental Services in Cambodia. *Development and Change* 43, 133-158.
- Moguel, P., Toledo, V.M., 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 3, 11-21.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., May, P.H., 2010. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 1202-1208.
- Muñoz-Piña, C., 2011. Measuring the REDD effect of the Payment for Hydrological Environmental Services Program in Mexico (PSAH), in: *Workshop on Enhancing the Cost-Effectiveness of Payments for*

Ecosystem Services. OECD Working Group on Economic Aspects on Biodiversity, París, Francia.

- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J., Braña, J., 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65, 725-736.
- Naeem, S., Wright, J.P., 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6, 567-579.
- Naredo, J.M., 2005. Raíces económicas del deterioro ecológico y social. Siglo XXI, Madrid.
- Neumann, R.P., Hirsch, E., 2000. Commercialisation of non-timber forest products: review and analysis of research. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Newell, P., 2010. The elephant in the room: Capitalism and global environmental change. *Global Environmental Change* 21, 4-6.
- Nightingale, A., 2006. The nature of gender: work, gender, and environment. *Environment and Planning D: Society and Space* 24, 165-185.
- Orr, D.W., 2003. Walking North on a Southbound Train. *Conservation Biology* 17, 348-351.
- O'Connor, J., 1988. Capitalism, nature, socialism a theoretical introduction. *Capitalism, Nature, Socialism* 1, 11-38.
- Pascual, U., Muradian, R., Rodríguez, L., A, 2009. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental. *Ecological Economics* 69, 1237-1244.
- Pineda, F.D., Montalvo, J., 1995. Dehesa systems in the western Mediterranean, en: Halladay, P., Gilmour, D.A. (Eds.), *Conserving Biodiversity Outside Protected Areas. The Role of Traditional Agroecosystems*. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, pp. 107-122.
- Pollini, J., 2011. The Difficult Reconciliation of Conservation and Development Objectives: The Case of the Malagasy Environmental Action Plan. *Human Organization* 70, 74-87.
- Porras, I., Grieg-Gran, M., Neves, N., 2009. All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries. IIED, Londres, Reino Unido.
- Rico, L., Kucharz, T., 2007. Grandes superficies, no gracias. *El Ecologista* 52, 44-47.

- Roe, D., 2008. The origins and evolution of the conservation-poverty debate: a review of key literature, events and policy processes. *Oryx* 42, 491-503.
- Rosa, H., Kandel, S., Dimas, L., 2004. Compensation for Environmental Services and Rural Communities: Lessons from the Americas¹. *International Forestry Review* 6, 187–194.
- Ruben, R., Fort, R., 2011. The Impact of Fair Trade Certification for Coffee Farmers in Peru. *World Development* 40, 570-582.
- Ruiz Pérez, M., Belcher, B., Youn, Y.C., Achdiawan, R., Alexiades, M., Aubertin, C., Caballero, J., Campbell, B., Clement, C., Cunningham, T., 2004. Markets drive the specialization strategies of forest peoples. *Ecology & Society* 9, 4.
- Sandker, M., 2010. Scenarios for Conservation and Development. Participatory Modelling to support Decision Making in Tropical Forest Landscapes. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Sandker, M., Campbell, B.M., Nzooh, Z., Sunderland, T., Amougou, V., Defo, L., Sayer, J., 2009. Exploring the effectiveness of integrated conservation and development interventions in a Central African forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 18, 2875-2892.
- Sanfiorenzo-Barnhard, C., García-Barríos, L., Meléndez-Ackerman, E., Trujillo-Vásquez, R., 2009. Woody Cover and Local Farmers' Perceptions of Active Pasturelands in La Sepultura Biosphere Reserve Buffer Zone, Mexico. *Mountain Research and Development* 29, 320-327.
- Scherr, S.J., White, A., Kaimowitz, D., 2004. A new agenda for forest conservation and poverty reduction: making forest markets work for low-income producers. *Forest Trends, CIFOR, UICN, Washington DC, EEUU*.
- Schlager, E., Ostrom, E., 1992. Property-rights regimes and natural resources: a conceptual analysis. *Land economics* 68, 249-262.
- Soule, M., Tegene, A., Wiebe, K., 2000. Land tenure and the adoption of conservation practices. *American Journal of* 82, 993-1005.
- Sunderland, T.C.H., Ehringhaus, C., Campbell, B.M., 2008. Conservation and development in tropical forest landscapes: a time to face the trade-offs? *Environmental Conservation* 34, 276-279.
- Sunderlin, W.D., Angelsen, A., Belcher, B., Burgers, P., Nasi, R., Santoso, L., Wunder, S., 2005. Livelihoods, forests, and conservation in developing countries: an overview. *World development* 33, 1383–1402.
- Taylor, P.L., Zabin, C., 2000. Neoliberal reform and sustainable forest management in Quintana Roo, Mexico: Rethinking the institutional

- framework of the Forestry Pilot Plan. *Agriculture and Human Values* 17, 141–156.
- Tejeda-Cruz, C., Silva-Rivera, E., Barton, J., 2010. Why Shade Coffee Does Not Guarantee Biodiversity Conservation. *Ecology & Society* 15, 13.
- Thebault, E., Loreau, M., 2006. The relationship between biodiversity and ecosystem functioning in food webs. *Ecological Research* 21, 17-25.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300-1302.
- Vatn, A., 2007. Resource regimes and cooperation. *Land Use Policy* 24, 624-632.
- Waage, S., Mulder, I., ten Kate, K., Scherr, S., Roberts, J.P., Hawn, A., Hamilton, K., Bayon, R., Carroll, N., 2007. Investing in the future: an assessment of private sector demand for engaging in markets & payments for ecosystem services. PESAL Papers Series. FAO and Forest Trends, Roma, Italia y Washington DC, EEUU.
- Wackernagel, M., Schulz, N.B., Deumling, D., Linares, A.C., Jenkins, M., Kapos, V., Monfreda, C., Loh, J., Myers, N., Norgaard, R., Randers, J., 2002. Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99, 9266-9271.
- Weitzman, M.L., 1998. Why the far-distant future should be discounted at its lowest possible rate. *Journal of environmental economics and management* 36, 201-208.
- Wilsey, D.S., Hildebrand, P.E., 2011. Chamaedorea Palm Frond Commercialization and Certification Considered from a Smallholder Livelihood System Perspective. *Small-scale Forestry* 10, 67-81.
- Wilshusen, P.R., 2010. The Receiving End of Reform : Everyday Responses to Neoliberalisation in Southeastern Mexico. *Antipode* 42, 767-799.
- Wilshusen, P.R., Brechin, S.R., West, P.C., Fortwangler, C.L., 2002. Reinventing a Square Wheel: Critique of a Resurgent “Protection Paradigm” in International Biodiversity Conservation. *Society & Natural Resources* 15, 17-40.
- Worldwatch Institute, 2010. *The State of the World 2010. Transforming cultures.* Island Press, Washington DC, EEUU.
- Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S., 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65, 834-852.

Conclusiones

- Establecer esquemas puros de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) es una tarea complicada puesto que idealmente requiere aislar un servicio, monitorearlo y dotarlo de un valor de cambio. Esto es más complejo en el caso de pagos por biodiversidad, pues no existe un servicio delimitado como tal (Capítulo 4).
- Los PSA por biodiversidad cuyo objetivo es mantener especies concretas muestran por lo general más posibilidades de asemejarse a un esquema PSA puro. Sin embargo, esta solución puede resultar problemática en diferentes casos, como cuando no existan especies emblemáticas concretas en peligro de extinción o en el caso de que programas enfocados a la protección de una sola especie descuiden otros aspectos del funcionamiento del ecosistema (Capítulo 4).
- Los pagos por biodiversidad han tomado prestado del diseño de los PSA la condicionalidad y la remuneración directa entre compradores y proveedores. De este modo se ha logrado revertir o disminuir eficazmente –y a corto plazo– amenazas sobre la biodiversidad a la vez que parece haber desencadenado ciertas mejoras locales en el nivel de desarrollo. En todos los casos los pagos se establecen como resultado de una negociación que fija un umbral mínimo de aceptación social (Capítulo 4).
- Pese a las ventajas en términos de adicionalidad para ciertos parámetros ligados a la conservación cabe enumerar una serie importante de posibles desventajas: se precisa asegurar un flujo financiero en el tiempo, se pueden generar conflictos sobre la tenencia de la tierra que desplace a las poblaciones más empobrecidas y pueden servir como vector para la mercantilización de la naturaleza en detrimento de su valor intrínseco de uso, provocando la pérdida de una base cultural para su conservación (Capítulos 4 y 9).
- Es importante investigar el efecto de los PSA en la equidad, especialmente en los esquemas de PSA comunitarios, como los mexicanos. El estudio de caso de un ejido mexicano muestra que los

PSA tienen una respuesta dual respecto a la equidad, al disminuir las diferencias de ingresos entre las familias que poseen terrenos pero aumentar las de éstas con aquellos hogares no propietarios de las tierras (Capítulo 6).

- Otro factor relevante en los esquemas de PSA es su efectividad. El mismo estudio de caso muestra que en contextos en que las actividades productivas están ligadas a la conservación, la adicionalidad es baja para quienes son dueños de terrenos ejidales y alta para quienes no lo son. Esto supone que la adicionalidad global es baja, dado que los primeros son los que tienen en sus manos las decisiones sobre el manejo del terreno colectivo (Capítulo 6).
- Las personas que reciben PSA en La Sepultura tienden a encontrar en las remuneraciones monetarias las principales razones para continuar la conservación en el futuro. Esta tendencia se acrecienta conforme aumenta el número de años recibiendo PSA, lo que puede suponer dificultades en el caso de que los pagos no se mantengan en el tiempo (Capítulo 9).
- Las actividades económicas que implican un cierto nivel de conservación, junto con el prestigio internacional que éstas aportan y el reconocimiento de la calidad de vida que otorga un ecosistema conservado favorecen una conservación por motivos intrínsecos no ligados a factores monetarios. En la REBISE, aquellas familias que se dedican a la palma y al café, que se comercializan a través del mercado orgánico, ligan el futuro de la conservación a la conciencia ambiental, mientras que aquellas cuyos ingresos provienen del maíz, el frijol o la ganadería justifican la conservación por los beneficios económicos, como los PSA (Capítulos 5 y 6).
- Los PICD conllevan riesgo de fracaso, lo que ha generado dudas acerca de su efectividad. El riesgo es menor en aquellas comunidades en las que coexiste el sistema productivo café-palma, actividades que se insertan sin problemas en mercados nicho (ecológicos o de comercio justo). En estos casos, han supuesto una mejora sustancial de las condiciones de vida de los campesinos participantes (Capítulos 5 y 9).

- El estudio de caso del ejido Sierra Morena revela la evolución de las actividades relacionadas con la palma en La Sepultura, que han seguido la tendencia clásica de otros PFM. Ésta conlleva el abandono de las prácticas de subsistencia (maíz y frijol en nuestra área de estudio) y el paso de recolección silvestre a cultivos forestales. A su vez, la palma ha sido un vehículo de inserción al mercado, especialmente para las familias situadas en el tercil medio de ingresos (Capítulo 7).
- La adopción de los cultivos de palma ha seguido un patrón ampliamente descrito en la literatura económica en el que las personas más ricas de la comunidad han sido las más emprendedoras, siendo copiadas por el resto a medida que se apreciaban las ventajas económicas de los cultivos de palma. Este proceso ha aumentado las diferencias sociales y ha generado tensiones al distribuir las cuotas de venta de palma (Capítulo 7).
- Las familias más pobres, aquellas privadas de la tenencia de la tierra, han sido excluidas de la explotación de palma, permaneciendo el grueso de su economía en las actividades de subsistencia, que reportan menos ingresos a los hogares. Esto refuerza otras diferencias sociales, como el hecho de que produzcan menos café y reciban menor cantidad en el reparto de PSA (Capítulo 7).
- El estudio de caso de la red social de Sierra Morena revela un grado importante de centralización y jerarquía, con los ejidatarios más ricos en el centro y los pobladores en la periferia. Esta estructura, si bien eficiente, genera diferencias de poder, las cuales marcan la existencia y los conflictos de la comunidad (Capítulo 8).
- Las necesidades del mercado conforman redes sociales diferenciadas para cada producto. El café, que se estructura en torno a la comercialización puntual, sirve como vínculo entre diferentes grupos, mientras que la palma, que está sujeta a mayor regulación refuerza la cohesión dentro de estos grupos (Capítulo 8).
- La figura ejidal, pese a albergar diferencias sociales, presenta mecanismos para atenuar estas diferencias al posibilitar estrategias de

unión entre campesinos, lo que les confiere mayor fortaleza para interactuar con el mercado. A su vez, permite a las personas no dueñas del terreno acceder a pequeñas parcelas y otros beneficios de la conservación como los PSA (Capítulos 6, 7 y 8).

- La aceptación de las estrategias de conservación entre la población es un factor fundamental para el éxito de éstas. En La Sepultura los PICD y los PSA son bien aceptados. Los PSA son preferidos por ser directos y efectivos, mientras que los PICDs destacan por mejorar la capacidad productiva, incidir en el capital social y generar conciencia ambiental (Capítulos 8 y 9).
- Los PSA actúan a una escala mayor y son más efectivos a corto plazo que los PICD. Sin embargo, los PICD producen más capital social a largo plazo. Un esquema que compatibilice pagos directos a corto plazo con estrategias indirectas a largo plazo puede generar sinergias entre ambas aproximaciones para compatibilizar conservación y desarrollo (Capítulo 9).
- El caso de La Sepultura muestra que las Reservas de la Biosfera pueden constituir una red de espacios adecuados para enfrentarse a las dificultades de compatibilizar conservación y desarrollo en países tropicales, siendo su mayor fortaleza el permitir la implantación de diferentes estrategias y la participación local en el diseño de éstas (Capítulo 10).
- Los PSA y los PICD representan diferentes estadios de la política de “conservación a través de la comercialización”, que se basa en los mercados nicho, en los que se fundamentan cada vez más las estrategias de conservación y desarrollo. Estos mercados se enmarcan dentro del sistema económico capitalista que en su versión actual es insostenible a largo plazo. Por ello las actuaciones enfocadas a compatibilizar conservación y desarrollo no deben perder de vista la necesidad de repensar el sistema económico y los valores que éste representa (Capítulos 9 y 10).

Conclusions

- It is difficult to establish pure Payments for Environmental Services (PES) schemes as it ideally requires isolating an environmental service, monitoring it and assigning an exchange value for it. This is more complex in the case of Biodiversity PES schemes, because there is not a clear link between biodiversity and ecosystem services (Chapter 4).
- Biodiversity PES schemes aimed at conserving certain species show more possibilities to adjust to a pure PES scheme. However, this solution might be problematic in several cases, like in the lack of emblematic endangered species or if programmes focused on single species neglect other important ecosystem aspects (Chapter 4).
- Biodiversity PES schemes have borrowed from pure PES design conditionality and direct income transfers from buyers to providers. This has allowed –in the short term- to mitigate biodiversity threats while improving local development. In all cases, payments have been the result of negotiations that took into account the minimum threshold of social acceptance (Chapter 4).
- In spite of the benefits in terms of additionality linked to conservation issues a number of shortcomings can be noted: the need to guarantee the payments in the long term, the conflicts that might arise over land tenure and the displacement of poorer populations, and the fact that PES might foster a monetary basis for conservation to the detriment of intrinsic motivations (Chapters 4 and 9).
- PES impacts on equity need to be taken into account, especially in community-based schemes such as the ones found in Mexico. A Mexican community study case show that PES have a dual response regarding equity as they have an egalitarian effect within landowners and landless groups, but it broadens the gap between them (Chapter 6).
- PES effectiveness is also relevant to research. The same case study highlights that, in places where productive activities are linked with organic markets, additionality is low for landowners and high for landless

people. As the former hold full decision rights, the programme has little additionality (Chapter 6).

- People receiving PES in La Sepultura tend to make the future of conservation contingent on monetary and utilitarian reasons, this preference increasing with the number of years receiving PES. This can be problematic as the Mexican PES contract is revised every 5 years and it might be difficult to go back to a cultural basis for conservation in case of no renewal (Chapter 9).
- Having the main income sources come from the organic market reinforces a very positive acceptance of environmental issues. Land tenure, environmental education and perceived prestige seem to strengthen this causality. In La Sepultura, families who grow organic products, such as coffee and palm, link the future of conservation with environmental awareness, while those whose incomes are derived from cattle, corn or beans justify conservation in the future for the economic benefits of programmes like PES (Chapters 5 and 6).
- ICDPs entail the risk of failing, a problem which has caused some lack of confidence on the effectiveness of the projects. The risk is lower in those communities with a coffee-palm production system, as these products can easily join niche markets (such as organic or fair trade markets). Under these niche market conditions, ICDPs have improved living standards (Chapters 5 and 9).
- Sierra Morena's case study show that Chamaedorea plantations have followed an NTFP classic trend, replacing subsistence activities and reducing the pressure on wild palm populations as their harvesting has been abandoned. Improvements in return to effort have resulted in a deeper integration in the market, especially for the middle income tercile of the community (Chapter 7).
- The cultivation process has been spearheaded by the richer entrepreneurs as widely described in the economic literature. Plantations were established by other members of the community only after the economic advantages of cultivation became obvious.

- Poorer families in Sierra Morena don't get much direct income out of palm production. This builds on other disadvantages (less coffee production and reduced income from PES), forcing them to focus on subsistence activities with low market insertion (Chapter 7).
- Sierra Morena's network resembles a hierarchical structure, with the better-off tending to be in the core while the landless occupy peripheral positions. Being a very efficient structure, it has helped to organize productive activities in the ejido, but it has also been the source of power asymmetries and internal conflicts.
- Market requirements shape productive networks. Commercialization groups, like those for coffee, generate bridging ties; while productive enterprises, like the palm cooperative, are a source of bonding ties. Thus, different activities form diverse and complementary networks (Chapter 8).
- Despite power asymmetries and internal conflicts, the ejido holds mechanisms to mitigate part of the inequalities: it fosters the formation of cooperative structures that yield power to farmers when interacting with markets and it allows landless people to obtain small land parcels and some PES benefits (Chapters 6, 7 and 8).
- The acceptance of conservation strategies is crucial for their success. People in La Sepultura show a generally positive appreciation of conservation programmes. PES are preferred for their directness and short-term results, although they raise concerns about the little social capital they generate. ICDPs are appreciated for generating environmental awareness, being linked with productive capacity and social capital building (Chapters 8 and 9).
- PES act at a broader scale than ICDPs and are more effective in a short term basis. However ICDPs foster social capital in the long term. Thus, a time-buying initial direct payment to be later on replaced by an ICDP might be more effective to achieve synergies between conservation and development (Chapter 9).

- La Sepultura proves that Biosphere Reserves might constitute a suitable network of areas to endeavour conservation and development in the tropics. Their major strength relies on the fact that they allow local participation and the implementation of different strategies (Chapter 10).
- PES and ICDPs represent different stages of the 'commodification of conservation' logic, based on niche markets. These markets are the main strategy to achieve conservation and development, but they are rooted in the capitalist economic system, which in its actual version is unsustainable in the long term. Thus, conservation and development interventions should not forget the necessity to rethink the economic system and the values it embraces (Chapters 9 and 10).

ANEXOS

Anexo I. Consumption of market goods and wellbeing in small-scale societies: An empirical test among the Tsimane' in the Bolivian Amazon

Elena Masferrer-Dodas. Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals. Universitat Autònoma de Barcelona.

Luis Rico García-Amado. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

Tomás Huanca. Tsimane' Amazonian Panel Study (TAPS), San Borja, Beni, Bolivia.

TAPS Bolivian Study Team. Tsimane' Amazonian Panel Study (TAPS), San Borja, Beni, Bolivia.

Victoria Reyes-García. Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals. Universitat Autònoma de Barcelona.

Researchers propose sustainable degrowth as an alternative economic model to face current environmental crisis. Standard economic theory criticizes the viability of degrowth under the assumption that there is a causal link between wellbeing and the consumption of goods and services. Here we test the universality of the association between human wellbeing and the consumption of market good (a standard indicator of economic growth) using a unique body of data collected among 600 adults in a small-scale foraging horticultural society in the Bolivian Amazon, the Tsimane'. Data include two measures of consumption (weekly expenditures and annual consumption of durables) and two measures of wellbeing (self-reported wellbeing and frequency of smiles). Multivariate analyses suggest that, for this society in the early stages of integration to the market economy, consumption of market goods is not associated with wellbeing. The result is robust to the two measures of wellbeing, to the measurement of consumption at the individual and at the household level, and to other changes in the estimation model. The analysis provides support to one of the social premises in which the theory of sustainable degrowth is based: that human wellbeing does not necessarily bear a direct link with consumption of market goods.

Palabras clave: wellbeing; happiness; income; sustainable degrowth; indigenous peoples

Artículo en prensa: Ecological Economics. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.08.009



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Ecological Economics

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolecon

Consumption of market goods and wellbeing in small-scale societies: An empirical test among the Tsimane' in the Bolivian Amazon

Elena Masferrer-Dodas^a, Luis Rico-Garcia^b, Tomás Huanca^c,
TAPS Bolivian Study Team^c, Victoria Reyes-García^{d,e,*}

^a Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Barcelona, Spain

^b Department of Ecology, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid 28049, Spain

^c Tsimane' Amazonian Panel Study (TAPS), San Borja, Beni, Bolivia

^d ICREA and Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Barcelona, Spain

^e Heller School for Social Policy and Management, Brandeis University, Waltham, MA, 02454-9110, USA

ARTICLE INFO

Article history:

Received 27 October 2010

Received in revised form 15 August 2011

Accepted 16 August 2011

Available online xxx

Keywords:

Wellbeing

Happiness

Income

Sustainable degrowth

Indigenous peoples

ABSTRACT

Researchers propose sustainable degrowth as an alternative economic model to face current environmental crisis. Standard economic theory criticizes the viability of degrowth under the assumption that there is a causal link between wellbeing and the consumption of goods and services. Here we test the universality of the association between human wellbeing and the consumption of market goods (a standard indicator of economic growth) using a unique body of data collected among 600 adults in a small-scale foraging-horticultural society in the Bolivian Amazon, the Tsimane'. Data include two measures of consumption (weekly expenditures and annual consumption of durables) and two measures of wellbeing (self-reported wellbeing and frequency of smiles). Multivariate analyses suggest that, for this society in the early stages of integration to the market economy, consumption of market goods is not associated with wellbeing. The result is robust to the two measures of wellbeing, to the measurement of consumption at the individual and at the household level, and to other changes in the estimation model. The analysis provides support to one of the social premises in which the theory of sustainable degrowth is based: that human wellbeing does not necessarily bear a direct link with consumption of market goods.

© 2011 Published by Elsevier B.V.

1. Introduction

Humanity is nowadays facing a dramatic challenge: how to improve human wellbeing without exacerbating environmental pressures. In 1987, the Brundtland Report set *Sustainable Development* in the limelight stating that economic growth and ecological sustainability could be simultaneously achieved (WCED, 1987). The definition, although politically appealing, did not consider ecosystem limits and therefore set the basis for continuing the negative environmental impacts of economic growth (Daly, 1990). More than 20 years later, despite the growing number of environmental policies and eco-efficiency efforts, pressure on the environment continues to increase with economic growth (MEA, 2005; Trauger et al., 2003) and energy and material consumption have increased in the industrial nations surpassing ecosystem limits (Wackernagel, 2002).

In this scenario, a group of researchers and activists have proposed *sustainable degrowth* as an alternative economic model to improve

wellbeing without further threatening the environment (Latouche, 2003; Martinez-Alier, 2009; Victor, 2010). Sustainable degrowth is defined as an “equitable downscaling of production and consumption that increases human wellbeing and enhances ecological conditions at the local and global level, in the short and long term” (Schneider et al., 2010). Sustainable degrowth is mainly aimed at the heart of the consumer society, i.e. the population of developed countries, where the biggest share of world consumption takes place.

A critique to degrowth is that “consumption and radical degrowth are likely to meet strong resistance from the mainstream (or they will just be ignored) and thus will run a serious risk of staying a marginal line of thought” (van den Bergh, 2011). The critique derives from the fact that Western societies are built up upon consumption and it is rooted on standard economic theory predicting a causal link between income and wellbeing mediated by the consumption of goods and services provided through markets. But more than four decades of research on the economics of happiness suggests that the assumed causal link between income and wellbeing is rather weak, especially when it comes to subjective wellbeing (SWB). In a seminal paper published in 1974, Richard A. Easterlin (Easterlin, 1974) suggested that, across nations, SWB remained stationary despite sharp growth in material conditions. After Easterlin, several researchers have tested

* Corresponding author at: ICREA and Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Barcelona, Spain. Tel.: +34 93 581 4218; fax: +34 93 581 3331.

E-mail address: victoria.reyes@uab.cat (V. Reyes-García).

the association between economic status and SWB, some confirming Easterlin's findings (Blanchflower and Oswald, 2004; Di Tella and MacCulloch, 2008; Diener et al., 2000; Frey and Stutzer, 2002; Inglehart and Klingemann, 2010; Layard, 2005), and some challenging them (Deaton, 2008; Hagerty and Veenhoven, 2003; Stevenson and Wolfers, 2008).

An important issue to consider when examining the association between income and wellbeing is the definition of wellbeing. Researchers have defined wellbeing using two different approaches. The first approach conceptualizes wellbeing as unidimensional and operationalizes it through single and independent indexes that proxy for social, economic, or human aspects. Economists, for example, have traditionally focused on income, consumption, and employment as the outcomes that matter most when examining human wellbeing, whereas psychologists have investigated negative affective states, such as depression, anxiety, and perceived stress, and nutritionists have focused on the consumption of quality foods and on anthropometric measures that summarize an individual's nutritional status as principal markers of wellbeing.

The second approach defines wellbeing as a multidimensional concept encompassing a large range of domains that humans try to satisfy through different strategies and gives more emphasis to subjective appreciation of own's quality of life (Costanza et al., 2007; Cruz et al., 2009; Max-Neef, 1992). For example, the Chilean economist Manfred Max-Neef conceptualizes SWB as the satisfaction of "few, finite and classifiable" human needs (i.e., subsistence, protection, affection, understanding, participation, leisure, creation, identity and freedom) who "are the same in all cultures and all historical periods" (Max-Neef, 1991: p.18). In his words, "what changes, both over time and through cultures, is the way or the mean by which the needs are satisfied," what he calls satisfiers (Max-Neef, 1991).

In this article we use insights from those previous bodies of research to test the universality of the assumed causal link between income (through consumption of market goods) and wellbeing. We do so by using a unique body of data collected in a small-scale society of hunter–horticulturalists on the initial stages of integration to the market economy. If consumption of market goods is only a culturally determined satisfier (for subsistence, leisure, or identity needs), to use Max-Neef terminology, then – in a society where individuals satisfy most of their needs outside the market economy and whose sense of wellbeing does not necessarily center on material aspirations – one should not find an association between consumption of market goods and wellbeing. The lack of association between consumption of market goods and wellbeing would give support to the idea that the improvement of human wellbeing does not necessarily hinge on increasing consumption, one of the basic premises of sustainable degrowth.

2. The Tsimane'

With about 8000 people living around 100 villages, the Tsimane' are one of the largest native Amazonian groups in Bolivia (Instituto Nacional de Estadística, 2003). They live mostly along the Maniqui and the Aperi rivers in the department of Beni. Tsimane' ethnography and history have been documented by Huanca (2008) and Ringhofer (2010), and analysis of their economy and wellbeing can be found in published articles (Godoy et al., 2005a; Reyes-García et al., 2009), so here we discuss two topics that directly deal with the content of this article: wellbeing and consumption.

2.1. Wellbeing

Researchers have used objective and subjective indicators to analyze wellbeing among the Tsimane'. In a recent article analyzing trends in economic, health, psychological, and social indicators of wellbeing between 2002 and 2006, Godoy et al. (2009) find improvement on seven of the 12 standard unidimensional indicators of physical

and mental wellbeing. Particularly, the period 2002–2006 saw an increase in the real (inflation adjusted) value of food consumption; an increase in body mass index, a standard indicator of nutritional status; and a decrease in the frequency of self-reported anger, a sign of mental wellbeing. But the same period also saw a worsening of other wellbeing indicators, such as an increase in the number of self-reported physical ailments.

But researchers have also found that Tsimane' own definition of wellbeing differs from those standard indicators. For example, Reyes-García and colleagues explored the local concept of wellbeing and found that Tsimane' sense of wellbeing centers on social relations and success in subsistence activities (Reyes-García et al., 2009, 2010). Thus, the Tsimane' list as their most important sources of wellbeing social relations (i.e., spending time with close family, drinking home-brewed beer, having visitors) and success in common subsistence activities (i.e., hunting, fishing, agriculture). Possession of material goods, money, and participation in market-based activities (i.e., buying and selling), do not appear as important sources of happiness for the Tsimane'. In a previous study (Reyes-García and TAPS study team, 2011), we found that from the 20 most salient reasons for happiness among the Tsimane', nine relate to social relations and ten to Tsimane' economy. Within the ten reasons related to Tsimane' economy, the first four reasons relate to subsistence, not to market-related economic activities.

2.2. Tsimane' Economy and Consumption

The Tsimane' economy centers on hunting, fishing, plant foraging, and slash-and-burn farming (Vadez et al., 2008). Tsimane' have low levels of monetary income. According to recent estimations, the average Tsimane' adult has a daily personal income from cash earnings and from the imputed value of farm and forest goods consumed from agricultural plots and forests of US\$3.26 (Godoy et al., 2007a). Daily personal income reaches US\$9.05 when expressed with the index of Purchasing Power Parity. Most (59.08%) income comes from the value of consuming farm crops and animal wildlife, followed by monetary earnings (31.52%) from the sale of goods (17.56%) and from wage labor (13.96%). Goods received in barter account for only 2.79% of daily personal income, and social capital—gifts and labor help received—accounts for 3.74% of daily personal income.

Tsimane' use their monetary earnings mostly to acquire market goods. Previous research suggest that Tsimane' value a wide range of durable commercial goods, some, such as metal tools, for their utilitarian value, and others, such as watches, radios, and backpacks, as markers of status. Although consumption of market goods is relatively recent among the Tsimane', researchers have found that Tsimane' total monetary expenditures bear a positive association with the share of expenditures allocated to luxury goods and to highly visible goods and a negative association with expenditures allocated to less visible durable goods (Godoy et al., 2007b).

3. Material and Methods

For the empirical analysis, we used data from a survey conducted between May and October, 2006, in 13 Tsimane' villages. The survey is part of the Tsimane' Amazonian Panel Study (TAPS), a study in progress since 2002. Data were collected by a team of trained researchers and assistants who have worked for TAPS from its inception.

3.1. Definitions

We differentiate between market and non-market goods based on how a product was acquired, not on whether the product had a market price. We defined a good as a market good when it was acquired through transactions such as sale or barter. We defined a good as a non-market good when it was acquired through other means such as

self-production, gathering, or gifts. We follow the standard economic approach and divide market goods between necessities and luxuries. We define necessity as a market good for which demand is not related to income, that is, a good that will continue to be acquired at the same level independently of changes in income. An example of a necessity good in the study area is salt. We define luxuries as market goods for which demand increases more than proportionally as income rises, as it is the case of clothing in the study area. Since we do not have data for total income, we define necessities as market goods that decrease in demand when consumption rises and luxury goods as market goods that increase in demand when consumption rises (Heffetz, in press).

3.2. Sample

Data were gathered from all Tsimane' adults in 13 villages differing in their proximity to San Borja (mean = 25.96 km; S.D. = 16.70), the only town along the Maniqui river. The sample contains 302 females and 298 males over the age of 16 (or younger if they headed a household) with complete data. People came from 243 households.

3.3. Dependent Variables: Wellbeing

Following previous research (Alesina et al., 2004; Diener, 1994; Ferrer-i-Carbonell and Gowdy, 2007), we used two measures of subjective wellbeing: a self-reported (self-reported wellbeing) and a direct measure (frequency of smiles).

3.3.1. Self-reported Wellbeing

We used free listing to elicit the full range of items that Tsimane' associate with wellbeing by asking 35 individuals to list reasons that made them happy (Reyes-García and TAPS study team, 2011). From free listing responses, we calculated: 1) the percentage of people who mentioned each reason, 2) the average rank of each reason across lists, and 3) the saliency of each reason, i.e., an index that captures, on a scale from zero to one, the importance of an item across all of the lists (Bernard, 2006). Tsimane' listed 37 causes of happiness mostly related to social relations (i.e., spending time with close family, drinking home-brewed beer, having visitors) and success in common subsistence activities (i.e., hunting, fishing, and agriculture). For the second step, we selected the seven most salient reasons and constructed a survey to be applied to the entire sample about the occurrence of those events in the week prior to the interview. For example, Tsimane' listed "to be visited" as a factor for contentment, so in the survey we asked: "During the last week, how many times did you receive visits from people from outside your household?" We coded responses to those questions as (1) none, (2) a few times, or (3) many times. To generate an individual score of self-reported wellbeing, we multiplied responses by the saliency of the reason, so that items contributing more to Tsimane' wellbeing weighted more heavily in the score.

3.3.2. Frequency of Smiles

Social psychologists and ethologists have found that, across cultures, the frequency of smiling is positively associated with self-reported happiness (Ekman, 2002; Ekman and Davidson, 1993; Fridlund, 1994) and enjoyment (O'Quin and Arono, 1981), so we also proxied wellbeing with direct observations of subjects' smiling. Specifically, at the end of a 45-minute individual-level interview on a variety of topics related to the socioeconomic and health condition of the person and her/his family, interviewers noted whether the subject: (1) neither laughed nor smiled during the interview, (2) only smiled, (3) smiled and laughed, (4) and laughed openly and frequently. We made a distinction between laughter and smile because people might use the two responses in different contexts (Kraut and Johnston, 1979), but we did not try surveyors to distinguish between voluntary and involuntary smiles out of enjoyment (Ekman, 1990).

3.4. Explanatory Variables: Consumption

We also used two measures of consumption: annual consumption of durable market goods and weekly expenditures in any market good or service.

3.4.1. Annual Consumption of Durable Market Goods

Adults in the sample were asked to list all the monetary expenditures in durable market goods that they had during the 12 months before the interview and to indicate the quantity of goods acquired and the value of each good in Bolivianos (1US\$ = 8.01Bs in 2006). To reduce omissions from faulty recall, when respondents stopped listing market goods, we prompted their memory by reading them a list of goods common in the area. If informants remembered new items, we also recorded them.

3.4.2. Weekly Expenditures on Market Goods and Services

Our measure of annual consumption does not include consumption of non-durable goods or services provided by the market. To obtain a more complete picture of Tsimane' consumption of market goods and services, we asked participants to list all the expenditures they have had during the week previous to the interview and their monetary value. The lists included expenditures that did not appear in the list of durable market goods. We grouped market goods in categories that were divided in (a) necessities and (b) luxuries by calculating the Engel curves of the items consumed by the study population.

3.5. Control Variables

Controls in our model are individual-level variables that, according to the literature, affect wellbeing, including sex, age, level of schooling, frequency of travels to town, cash income, value of non-market consumption, and social capital (Dolan et al., 2008; Frey and Stutzer, 2002). Cash income was defined as the sum of monetary earnings received by the subject in the 7 days before the interview from wage labor, sale of goods, or remittances. The value of non-market consumption was estimated as the total value in the local currency of individual farm and forest products consumed by the individual during the 7 days before the interview (Godoy et al., 2007a). Social capital was estimated with the economic value of gifts received from other households during the week previous to the interview (Godoy et al., 2007a). Controls also include household (i.e., household size) and village-level (village size and village income inequality) variables that might affect both consumption and wellbeing.

4. Estimation Strategy

We want to test the association between the consumption of market goods and SWB using data from a subsistence economy society. To do so, we ran a series of regressions between measures of SWB (outcome) and measures of consumption of market goods (explanatory), while controlling for other predictors of SWB. For the empirical analysis, we use the following expression:

$$Y_{ihv} = \alpha + \gamma C_{ihv} + \psi I_{ihv} + \zeta H_{hv} + \beta C_v + \varepsilon_{ihv}. \quad (1)$$

Assume, first, that Y captures the self-reported wellbeing of a person, where i is the subject, h the household, and v the village. We use self-reported wellbeing for ease of exposition, but the expression also applies to frequency of smiles. C_{ihv} refers to the consumption of market goods. I_{ihv} is a vector of variables for the subject that directly affects wellbeing (e.g., age, sex). H_{hv} stands for household attributes that might affect SWB (i.e., household size). C_v stands for a set of village level variables to control for factors that could directly affect SWB and consumption (e.g., number of households in a village, proximity to market towns). ε_{ihv} is a random error term with standard properties. To be able to assess

Table 1
Definition and summary statistics of variables used in regressions.

Variable	Definition	N	Mean	S.D.
<i>I. Outcome variables:</i>				
Self-reported wellbeing	Score on a questionnaire on the occurrence of events that contribute to Tsimane' happiness. Range: 0–14	600	7.41	1.8
Frequency of smiles	Smiling during quarterly interviews. Range: 1 (neither laughed nor smiled) to 4 (laughed openly and frequently)	600	2.81	0.9
<i>II. Explanatory variable:</i>				
Annual consumption of durable market goods	Bs expend by subject in durable market goods during the 12 months before the interview. (1\$ = 8.01 Bs in 2006)	600	211.40	408.9
Weekly expenditures on market goods and services	Bs expend by subject in any market good or service during the 7 days before the interview	600	19.85	54.4
<i>III. Control variables</i>				
Individual level				
Male	Participant's gender (male = 1)	600	0.49	0.5
Age	Age of participant (years)	600	35.08	16.7
Schooling	Maximum education level achieved by the subject	600	2.07	2.2
Travel to town	Number of times that the informant visited the closest town during the 12 months previous to the interview	600	15.03	16.9
Cash income	Monetary earnings received by the subject in the 7 days before the interview from wage, sales, or remittances	600	71.32	135.2
Value of non-market consumption	Total value of individual farm and forest products consumed by the individual during the 7 days before the interview, in Bs	676	259.45	138.5
Social capital	Total value of gifts received from other households, in Bs	600	2.79	7.8
Household and village level				
Household size	Number of people living in the household at the moment of the interview	243	6.17	2.82
Village size	Number of households in a village	13	28.07	13.5
Income inequality	Coefficient of variation of village cash income	13	1.85	0.51

the magnitude of the coefficients, in regressions we enter the variables income and consumption as 1000Bs.

Since the Tsimane' do not seem to center their wellbeing on fulfilling material aspirations, we expect to find a non-statistically significant association between the coefficient for the variable that measures consumption of market goods, γ , and our measures of wellbeing. However, since the lack of association between two variables can be due to a number of theoretical and methodological reasons, we submit our data to a number of checks.

First, we explore variation in consumption of market goods in the sample. To do so, we ran a set of tobit regressions with our variables for consumption of market goods as dependent variable and a set of observed variables as regressors. In two of the models ([1] and [3]) we use individual level variables as control, and in two other models ([2] and [4]) we use household aggregates for economic variables. We use results from this analysis to select variables to be included as controls in our model.

Second, to estimate our core model (Eq. (1)), we proceed with a series of specifications increasingly adding controls to the model and observing changes in the coefficient of the variable of interest (consumption). We add as controls 1) variables that seemed to play a role in explaining the distribution of consumption, and 2) variables that have been used in previous research assessing the link between consumption and wellbeing. To ensure the robustness of the finding, we ran those estimations using our two measures of wellbeing (self-reported

wellbeing and frequency of smiles). For the estimations we used ordered probit models.

Third, we further submit the data to a series of robustness checks that include 1) using different specification models, 2) using different proxies for consumption of market goods, and 3) running the regressions with selected parts of the sample.

5. Results

5.1. Description of the Sample

Table 1 shows the descriptive statistics of the variables used in the analysis. Results from the two indicators of wellbeing suggest that Tsimane' wellbeing is slightly above the mathematical mid-point in the scales used. In a scale from 0 to 14 the average subjective wellbeing was 7.4, with low variation across individuals (SD = 1.8). In a scale from 0 to 4 the average of the variable frequency of smiles was 2.81 (SD = 0.98), with 11.5% of the sample never smiling or laughing, 25.5% smiling but not laughing, 35.5% smiling and laughing, and 28.5% openly laughing during the interview.

The average annual expenditure in durable market goods in the sample was low. On average, Tsimane' spent 211Bs per year (SD = 408) in durable market products (Table 1). Most of the annual expenditures correspond to clothing (71Bs/year) and tools (57Bs/year)

Table 2
Tsimane' individual consumption of durable market goods during the 12 months before the interview.

Category	Description	Mean	SD	Min	Max
Clothing	Bolivianos spent in clothing	70.80	134.4	0	1480
Domesticated animals	Bs spent in domesticated animal	8.14	130.3	0	2400
Assets for home improvement	Bs spent in durable assets related to home improvement (e.g., nails, tin roof)	2.66	35.2	0	650
Higiene assets	Bs spent in durable assets related to hygiene (e.g., mosquito net, comb)	10.55	31.8	0	350
Kitchen assets	Bs spent in durable assets kitchen (e.g., cooking pots, plastic containers)	15.64	39.3	0	360
Luxury assets	Bs spent in luxury goods	24.66	102.0	0	1340
Tools	Bs spent in tools (e.g., machete, fishing net)	56.78	213.5	0	2015
Transport assets	Bs spent in durable assets related to transport (e.g., canoe, bicycle)	22.15	158.1	0	3000

Table 3
Tsimane' individual consumption of market goods and services during the 7 days before the interview.

Category	Description	Mean	SD	Min	Max	%
<i>Necessity goods</i>						
Bread/Noodles /Flour	Bolivianos (Bs) spent in bread/noodles/flour	2.67	8.79	0	86	17.4
Durable assets, Hygiene	Bs spent in durable assets related to hygiene (e.g., mosquito net, comb)	0.11	2.88	0	75	0.4
Durable assets, Household	Bs spent in durable assets related to the household (e.g., mirror, candles)	0.06	0.12	0	3	0.02
Hygienic goods	Bs spent in hygienic goods (e.g., soap, toothpaste)	0.47	2.20	0	28	6.2
Meat	Bs spent in meat	2.49	9.26	0	84	16.4
Milk/cheese	Bs spent in dietary products	0.03	0.62	0	18	0.1
Salt/Condiments	Bs spent in salt/condiments	0.36	2.09	0	30	2.9
School supplies	Bs spent in school supplies	0.01	0.31	0	8	0.03
Sweets	Bs spent in sweets	3.34	12.94	0	190	23.4
Transport	Bs spent in transport	0.72	4.58	0	80	4.4
<i>Luxury goods</i>						
Alcoholic beverages	Bs spent in alcoholic beverages	0.06	1.40	0	36	0.3
Clothing	Bs spent in clothing	2.22	13.65	0	173	6.1
Durable assets, Kitchen	Bs spent in durable assets kitchen (e.g., cooking pots, plastic containers)	13.91	2.01	0	40	2.8
Durable assets, Home improvement	Bs spent in durable assets related to home improvement (e.g., nails, tin roof)	0.15	0.38	0	10	0.1
Durable assets, Luxury	Bs spent in durable assets (e.g., radio, mobile)	1.09	8.30	0	183	5.8
Durable assets, Tools	Bs spent in tools (e.g., machete, fishing net)	2.47	19.13	0	350	5.3
Durable assets, transport	Bs spent in durable assets related to transport (e.g., canoe, bicycle)	0.04	0.96	0	25	0.2
Oil	Bs spent in oil during the 7 days before the interview	1.04	8.68	0	148	3.3
Other foods	Bs spent in other foods	1.71	21.65	0	450	3.9
Restaurants	Bs spent in restaurants	0.93	10.82	0	200	3.1

(Table 2). The amount is low in the local context, as it represents only about 10 days of wage labor (at 20Bs/day).

The amount of total consumption of market goods and services during the 7 days before the interview is also low compared with the imputed value of non-market consumption. As shown in Table 1, the total value of individual farm and forest products consumed by the average individual during the 7 days before the interview is of 141Bs (versus the 19.8Bs spent in the market place). Therefore, on average, the amount spent in market items by the Tsimane' represents about 8% of their total consumption value. Data also suggest that Tsimane' monetary expenditures in necessity goods is almost three-fold the amount of expenditures in luxury goods (71% vs. 29%). Within the category of necessity goods, three types of edible goods stood out: Sweets, Bread/Noodles/Floor, and Meat (Table 3). Other goods and services that represented an important share in Tsimane' monetary expenditures in necessity goods include Hygienic goods and Transport. The category of luxury goods includes types of goods with a lower share in total expenditure. Among luxury goods the largest share was spent in Clothing, followed by Durable assets such as radio and mobile phones. The amount of money spent in the market place by the average Tsimane' is of 19.8Bs/week, or 1049Bs/year.

Despite the low values, there is variation on consumption of market goods by the Tsimane'. Minimum and maximum values for annual expenditures in durable market goods ranged from 0 to 3680Bs, and minimum and maximum values for weekly expenditures in market goods ranged from 0 to 548Bs. About 26% of the Tsimane' in our sample had no expenditures in durable market goods and about 63% had no expenditures during the week previous to the interview. The amount of money spent also varied across villages in the sample. For example, the amount spent in durable market goods ranged from 82Bs/adult/year in the village with the lowest average across households to 439Bs/adult/year.

We found that some socio-demographic characteristics of informants (being a man, younger age, and traveling to town) increased the probability of the person reporting higher annual and weekly expenditures (Table 4). Higher levels of schooling were only associated to annual, but not to weekly expenditures. The total amount of cash income from market activities (i.e., sale, wage labor) received by the person or his/her household was also significantly associated to annual expenditures in durable goods and total weekly expenditures in market goods.

5.2. Regression Results

Table 5 reports the results of our multivariate analysis for the variables self-reported wellbeing (Columns [1]–[5]) and frequency of smiles (Columns [6]–[10]). We found a positive association between annual expenditures in market goods and self-reported wellbeing. The association, however, was low in real terms and only approaching

Table 4
Tobit regressions showing variables associated with Tsimane' consumption of market goods and services (N = 600).

	Annual consumption of durable market goods, in 1000Bs		Weekly expenditures on market goods and services, in 1000Bs	
	[1]	[2]	[3]	[4]
Male	.326*** (.043)	.357*** (.041)	.036*** (.011)	.050*** (.011)
Age	.005*** (.001)	.005*** (.001)	.001** (.0003)	.001** (.0003)
Schooling	.033*** (.009)	.035*** (.009)	.003 (.002)	.004* (.002)
Travels to town	.003** (.001)	.003*** (.001)	.001*** (.0002)	.001*** (.0003)
Social capital	-.002 (.002)	-.001 (.002)	.0003 (.001)	.0003 (.0006)
Individual cash income, in 1000Bs	.466*** (.143)	^	.175*** (.033)	^
Individual value of non-market consumption, in 1000Bs	-.006 (.149)	^	.015 (.036)	^
Household cash income, in 1000Bs	^	.238*** (.080)	^	.086*** (.019)
Household value of non-market consumption, in 1000Bs	^	-.060 (.072)	^	.030* (.018)
Household size	-.003 (.007)	-.004 (.008)	-.001 (.002)	-.004** (.002)
Village size	.008 (.006)	.006 (.006)	-.001 (.001)	-.001 (.001)
Income inequality	-.750** (.357)	-.702 (.358)	-.110 (.104)	-.097 (.105)
Pseudo-R ²	0.22	0.22	4.33	4.27
Observations left-censored	157	157	378	378

Note: Cells contain coefficients and standard errors (in parenthesis). For definition of variables see Table 1. *, ** and *** significant at the 10%, 5%, and 1% level. ^ Variable intentionally excluded from the analysis. Regressions contain a set of village dummies and constant not shown.

Table 5
Ordered probit regression results of indicators of wellbeing against Tsimane' individual consumption of market goods (n = 600).

Explanatory variables:	Self-reported wellbeing					Frequency of smiles				
	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]	[10]
Annual consumption of durable market goods (1000Bs)	.163* (.100)	.121 (.103)	.120 (.104)	.120 (.104)	.082 (.102)	.163 (.123)	.077 (.126)	.080 (.126)	.080 (.126)	.091 (.126)
<i>Individual level control variables:</i>										
Male	^	.249** (.098)	.241** (.098)	.241** (.098)	.098 (.099)	^	.040 (.026)	.037 (.026)	.037 (.026)	.039 (.028)
Age	^	-.002 (.003)	-.001 (.003)	-.001 (.003)	-.002 (.003)	^	.002* (.001)	.002** (.001)	.002* (.001)	.002** (.001)
Schooling	^	-.060*** (.023)	-.058** (.023)	-.058** (.023)	-.064** (.025)	^	-.001 (.005)	<.001 (.005)	<.001 (.005)	.001 (.005)
Travel to town	^	.001 (.003)	.002 (.004)	.002 (.004)	.003 (.004)	^	<.001 (.001)	<.001 (.001)	<.001 (.001)	<.001 (.001)
Cash income (1000Bs)	^	^	^	^	.851*** (.302)	^	^	^	^	-.411 (.382)
Value of non-market Consumption (1000Bs)	^	^	^	^	1.784*** (.336)	^	^	^	^	.587 (.375)
Social capital	^	^	^	^	.003 (.005)	^	^	^	^	-.002 (.002)
<i>Household and village level control variables</i>										
Household size	^	^	.015 (.015)	.015 (.015)	.026* (.015)	^	^	.006 (.004)	.006 (.004)	.006 (.004)
Village size	^	^	^	.007 (.006)	.005 (.006)	^	^	^	.006*** (.002)	.006*** (.002)
Income inequality	^	^	^	-.343*** (.097)	-.251** (.098)	^	^	^	-.195*** (.031)	-.188*** (.032)

Note: Cells contain coefficients and standard errors (in parenthesis). For definition of variables see Table 1. *, ** and *** significant at the 10%, 5%, and 1% level. ^ Variable intentionally excluded from the analysis. Regressions include a set of village dummies and constant not shown.

statistical significance in the model without controls (Column [1], p = 0.104). Once we add controls for individual (Column [2]), household (Column [3]), and village (Column [4]) characteristics, the association becomes statistically insignificant. The association between annual consumption of market goods and subjective wellbeing is even weaker when controlling for other variables associated to the person's economic status (i.e., cash income, consumption of non-market goods) (Column [5]). In Columns [6]–[10], we repeat the analysis using our second measure of wellbeing, frequency of smiles. We found the same positive, but statistically insignificant association between frequency of smiles and annual consumption of durable market goods.

To test the robustness of the results, we ran additional tests (Table 6). In our first robustness tests, we used different specification models (lines [2]–[5]). Specifically, in line [5] we ran the same model but using a Poisson regression model, and in lines [3]–[5] we ran several of the models shown in Table 5 but using the variable annual consumption log-transformed.

In our second robustness tests, we used different proxies for consumption of market goods (lines [6]–[8]). In line [6], we present results of the model using our measure of weekly expenditures on market goods and services as main explanatory variable. In line [7] we differentiate between weekly expenditures on goods locally considered necessities and expenditures on goods locally considered luxuries. Since households are the unit of consumption and production for the Tsimane', to run the regression presented in line [8], we aggregate measures of income and consumption at the household level (including the explanatory variable, that in this regression was household consumption of durable market goods).

In our third robustness tests, we ran our core model for selected parts of the sample (lines [9]–[11]). Because men and women have different expenditure patterns, we separated men and women in the sample (lines [9] and [10]). In line [11], we eliminated from the sample individuals without expenditures on durable goods in the last 12 months.

Overall, results from the robustness analyses mostly mesh with results from the core model. Only in three of the 22 models estimated

we find a significant association between a measure of consumption of market goods and a measure of wellbeing, *frequency of smiles* in the three cases. First, when using the log-transformed variables in the model without controls, we find that the annual consumption of durable market goods is associated in a positive and statistically significant way with frequency of smiles. Second, when using weekly expenditures on markets goods and services as the measure for consumption, we also found a positive association between expenditures

Table 6
Robustness analysis.

		Self-reported well-being	Frequency of smiles
[1]	Core model, Columns [5] and [10], Table 5	.163* (.100)	.163 (.123)
[2]	Using a Poisson regression model	.017 (.022)	.018 (.028)
[3]	Using annual consumption in logs, Columns [1] and [6] (n = 443)	.054 (.034)	.107*** (.039)
[4]	Using annual consumption in logs, Columns [2] and [7] (n = 443)	.014 (.042)	.056 (.045)
[5]	Using annual consumption in logs, Columns [5] and [10] (n = 443)	-.010 (.042)	.067 (.046)
[6]	Using expenditures on market goods and services the week prior to the interview	.430 (1.146)	2.897*** (1.013)
[7]	Separating weekly expenditures on market goods and services considered:	.159 (2.251)	-.512 (2.150)
	Necessities		
	Luxuries	.546 (1.623)	4.739*** (1.054)
[8]	Using explanatory and control variables aggregated at the household level	-.170 (.175)	-.053 (.182)
[9]	Using only men in the sample (n = 298)	.126 (.112)	.0003 (.132)
[10]	Using only women in the sample (n = 302)	.157 (.353)	.931 (.571)
[11]	Using only people with some expenditures on durable goods through the year (n = 443)	.006 (.110)	.113 (.133)

Note: Cells contain coefficients and standard errors (in parenthesis). *, ** and *** significant at the 10%, 5%, and 1% level.

and frequency of smiles. Third, when separating weekly expenditures between necessities and luxuries we found that the association with frequency of smiles is only significant for expenditures in goods that, according to the local definition, are luxuries. In one more case does the examined association approaches statistical significance. When using only the sample of women, we find that the annual consumption of durable market goods is associated in a positive and almost statistically significant way ($p=0.103$) with frequency of smiles. The coefficients of those associations, although statistically significant, are low in real terms. For example, in the model with logs (line [3]), a one percent increase in annual consumption would increase the measure of frequency of smiles in 0.11%.

6. Discussion and Conclusions

We found that, in a society in the first stages of integration to the market economy, the consumption of market goods is not associated to subjective and objective measures of wellbeing. The finding is robust to the two measures of wellbeing used and to changes in the specification model. Since the lack of association between variables can be due to a number of methodological biases and limitations, we start the discussion commenting on potential caveats to our study before we elaborate on the interpretation of our results and its implications for degrowth theory.

6.1. Potential Biases and Limitations of the Study

Potential biases in our estimations relate to measurement errors of dependent and explanatory variables and omitted variables. We might have systematic errors in the frequency of smiles variable as interviewers might have influenced a subject's display of emotions. Subjects may have been more likely to smile with some surveyors because those surveyors laughed and smiled more, inducing subjects to reciprocate. In a previous study in the area, we tested whether the propensity to smile or laugh was affected by the interviewer, and found that it was not (Godoy et al., 2005b), so we assume that interviewer bias does not drive our results.

We might also have random measurement error in consumption, as people might either forget to report expenditures (faulty recall bias) or mention items acquired in a period before the framework of the survey question (forward telescoping bias). Random measurement error in the explanatory variables would produce an attenuation bias and make our estimates more conservative, thus working on the direction of our expected results.

Our estimations might also be biased by the role of omitted variables. For example, higher levels of consumption of market goods might grant people higher social status (Godoy et al., 2007b). If so, people with higher levels of consumption of market goods might have a stronger social network, a positive outcome that might, in turn, affect their own subjective wellbeing. Failure to control for social status might bias our estimations. We have included several controls that research suggests are important in determining subjective wellbeing (i.e., value of non-market consumption, social capital), but we cannot rule out the possibility of the existence of other omitted variables.

Since the main goal of this paper is to test the universality of the assumed causal link between income (through consumption of market goods) and wellbeing, an important limitation of this work refers to the potential endogeneity of the association. Standard economic theory predicts a positive effect of income in wellbeing, but causality could also run in the other direction if, for example, happier people are more active and generate more income for more consumption than less happy people. However, since we found a zero effect in the association, our results suggest that this potential positive bias is not actually driving the results, unless the causal effect of consumption is actually negative.

6.2. Consumption and wellbeing among the Tsimane'

Bearing those caveats in mind, we now discuss the main finding of this work. We found that, among the Tsimane', the consumption of market goods is not associated to measures of wellbeing in a statistically significant way. Our finding only partially meshes with results from research on the economics of happiness. As mentioned in the introduction, previous research has generally found that the link between income and wellbeing is rather weak, especially when measuring wellbeing in subjective terms (Blanchflower and Oswald, 2004; Di Tella and MacCulloch, 2008; Diener et al., 2000; Frey and Stutzer, 2002; Inglehart and Klingemann, 2010). But this body of research has also suggested that income does seem to enhance SWB when it means avoiding poverty. Several studies have detected stronger positive associations between economic indicators and measures of wellbeing among poorer than among wealthier samples (Diener et al., 1995; Diener and Biswas-Diener, 2002; Schyns, 2002). For example, in a study among poor indigenous farmers in Peninsular Malaysia, Howell et al. (2006) found a strong, positive, and significant association between wealth and life satisfaction. Findings along those lines, known as need theory, have led authors to argue that income bears a stronger association with SWB among the poor, because in a situation of poverty income is used to satisfy basic needs (Biswas-Diener and Diener, 2001).

The finding that, among the Tsimane', consumption of market goods and subjective wellbeing are not associated (despite the fact that the Tsimane' are just above the poverty line by international standards) challenges the argument of need theory. A potential explanation for the mismatch between our finding and findings from previous research on need theory might lay on the Tsimane' concept of wellbeing. As mentioned, Tsimane' sense of wellbeing does not hinge on market-related activities, or on the acquisition and possession of material goods. Rather, Tsimane' sense of wellbeing centers on social relations and success on subsistence activities. Furthermore, for the Tsimane', the consumption of market goods does not seem to be a culturally determined satisfier, since they satisfy most of their needs with goods and services obtained outside the market economy. Since for the Tsimane' wellbeing depends on the quality of their social relations and on their success on subsistence activities, and since they are able to satisfy most of their needs outside the market place, it is not surprising that we do not find the association between consumption of market goods and wellbeing.

6.3. Implications of This Work

Tsimane' exemplify a paradigm of a non-consumer society because they are able to satisfy most of their needs outside the market. While proposing such an economic system as an alternative to the dominant economic model is naïve, unrealistic, and unviable, we think that there is at least one lesson that can be drawn from this society. The analysis of the relations between consumption of material goods and individual wellbeing among the Tsimane' suggest that human wellbeing does not necessarily bear a direct link with consumption of market goods, but rather that the link is culturally determined. This lesson, we think, allows for conceptualizing models that increase human wellbeing without depending on consumption of market goods, and in doing so directly informs research on the viability of sustainable degrowth.

Acknowledgments

Research was funded by the US National Science Foundation and by a Marie Curie Grant (MIRG-CT-2006-036532). Thanks to R. Godoy, O. Heffetz, and three anonymous reviewers for comments to a previous version of the article, to the Tsimane' and the Gran Consejo Tsimane' for their continuous support, and to F. Zorondo-Rodriguez for editorial assistance. Reyes-García also thanks GT-Agroecosystems (ICRISAT-India) for office facilities.

References

- Alesina, A., Di Tella, R., MacCulloch, R., 2004. Inequality and happiness: are Europeans and Americans different? *Journal of Public Economics* 88, 2009–2042.
- Bernard, H.R., 2006. *Research Methods in Anthropology. Qualitative and Quantitative Approaches*. Altamira Press, Walnut Creek.
- Biswas-Diener, R., Diener, E., 2001. Making the best of a bad situation: satisfaction in the slums of Calcutta. *Social Indicators Research* 55, 329–352.
- Blanchflower, D., Oswald, A., 2004. Well-being over time in Britain and the USA. *Journal of Public Economics* 88, 1359–1386.
- Costanza, R., Fisher, B., Ali, S., Beer, C., Bond, L., Boumans, R., Danigelis, N.L., Dickinson, J., Elliott, C., Farley, J., Gayer, D.E., Glenn, L.M., Hudspeth, T., Mahoney, D., McCahill, L., McIntosh, B., Reed, B., Rizvi, S.A.T., Rizzo, D.M., Simpatico, T., Snapp, R., 2007. Quality of life: an approach integrating opportunities, human needs, and subjective well-being. *Ecological Economics* 61, 267–276.
- Cruz, I., Stahel, A., Max-Neef, M., 2009. Towards a systemic development approach: building on the Human-Scale Development paradigm. *Ecological Economics* 68, 2021–2030.
- Daly, H.E., 1990. Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics* 2, 1–6.
- Deaton, A., 2008. Income, health, and well-being around the world: evidence from the Gallup World Poll. *Journal of Economic Perspectives* 22, 53–72.
- Di Tella, R., MacCulloch, R., 2008. Gross national happiness as an answer to the Easterlin Paradox? *Journal of Development Economics* 86, 22–42.
- Diener, E., 1994. Assessing subjective well-being: progress and opportunities. *Social Indicators Research* 31, 103–157.
- Diener, E., Biswas-Diener, R., 2002. Will money increase subjective well-being? *Social Indicators Research* 57, 119–169.
- Diener, E., Suh, E.M., Smith, H., Shao, L., 1995. National differences in reported subjective well-being – why do they occur. *Social Indicators Research* 34, 7–32.
- Diener, E., Oishi, S., Suh, E., 2000. Subjective well-being across cultures. *International Journal of Psychology* 35, 300.
- Dolan, P., Peasgood, T., White, M., 2008. Do we really know what makes us happy? A review of the economic literature on the factors associated with subjective well-being. *Journal of Economic Psychology* 29, 94–122.
- Easterlin, R.A., 1974. Does economic growth improve the human lot? Some empirical evidence. In: David, P., Reder, M. (Eds.), *Nations and Happiness in Economic Growth: Essays in Honor of Moses Abramowitz*. Academic Press, New York, pp. 89–125.
- Ekman, P., 1990. Duchenne and facial expression of emotion. In: Cuthbertson, R. (Ed.), *The Mechanism of Human Facial Expression*. Cambridge University Press, New York, pp. 270–284.
- Ekman, P., 2002. *Telling Lies. Clues to Deceit in the Marketplace*. Norton, New York.
- Ekman, P., Davidson, R.J., 1993. Voluntary smiling changes regional brain activity. *Psychological Science* 4, 342–345.
- Ferrer-i-Carbonell, A., Gowdy, J.M., 2007. Environmental degradation and happiness. *Ecological Economics* 60, 509–516.
- Frey, B., Stutzer, A., 2002. *Happiness and Economics: How the Economy and Institutions Affect Well-Being*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Fridlund, A.J., 1994. *Human Facial Expression. An Evolutionary View*. Academic Press, New York.
- Godoy, R., Reyes-García, V., Byron, E., Leonard, W.R., Vadez, V., 2005a. The effect of market economies on the well-being of indigenous peoples and on their use of renewable natural resources. *Annual Review of Anthropology* 34, 121–138.
- Godoy, R., Reyes-García, V., Huanca, T., Tanner, S., Leonard, W.R., McDade, T., Vadez, V., 2005b. Do smiles have a face value? Panel evidence from Amazonian Indians. *Journal of Economic Psychology* 26, 469–490.
- Godoy, R., Reyes-García, V., Huanca, T., Leonard, W.R., McDade, T., Tanner, S., Seyfried, C., 2007a. On the measure of income and the economic unimportance of social capital – evidence from a native Amazonian society of farmers and foragers. *Journal of Anthropological Research* 63, 239–260.
- Godoy, R., Reyes-García, V., Huanca, T., Leonard, W.R., McDade, T., Tanner, S., Vadez, V., Seyfried, C., 2007b. Signaling by consumption in a native Amazonian society. *Evolution and Human Behavior* 28, 124–134.
- Godoy, R., Reyes-García, V., Gravlee, C.C., Huanca, T., Leonard, W.R., McDade, T.W., Tanner, S., 2009. Moving beyond a snapshot to understand changes in the well-being of native Amazonians Panel Evidence (2002–2006) from Bolivia. *Current Anthropology* 50, 560–570.
- Hagerty, M.R., Veenhoven, R., 2003. Wealth and happiness revisited – growing national income does go with greater happiness. *Social Indicators Research* 64, 1–27.
- Heffetz, O., in press. A test of conspicuous consumption: visibility and income elasticities. *The Review of Economics and Statistics*. doi: 10.1162/REST_a_00116.
- Howell, C.J., Howell, R.T., Schwabe, K.A., 2006. Does wealth enhance life satisfaction for people who are materially deprived? Exploring the association among the Orang Asli of peninsular Malaysia. *Social Indicators Research* 76, 499–524.
- Huanca, T., 2008. *Tsimane' Oral Tradition, Landscape, and Identity in Tropical Forest*. Imprenta Wagui, La Paz.
- Inglehart, R., Klingemann, H., 2010. *Genes, Culture and Happiness*. MIT, Boston.
- Instituto Nacional de Estadística, 2003. *Bolivia: Características sociodemográficas de la población indígena*. INE, La Paz.
- Kraut, R.E., Johnson, R.E., 1979. Social and emotional messages of smiling: an ethological approach. *Journal of Personality and Social Psychology* 37, 1539–1553.
- Latouche, S., 2003. *Décoloniser l'imaginaire: La Pensée créative contre l'économie de l'absurde*. Parangon, Paris.
- Layard, R., 2005. *Happiness: Lessons from a New Science*. Penguin Press, New York.
- Martinez-Alier, J., 2009. Socially sustainable economic de-growth. *Development and Change* 40, 1099–1119.
- Max-Neef, M., 1991. *Human Scale Development. Conception, Application, and Further Reflections*. The Apex Press, New York and London.
- Max-Neef, M., 1992. Development and human needs. In: Etkin, P., Max-Neef, M. (Eds.), *Real Life Economics: Understanding Wealth Creation*. Routledge, London, pp. 97–213.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- O'Quin, K., Arono, J., 1981. Humor as a technique of social influence. *Social Psychology Quarterly* 44, 349–357.
- Reyes-García, V., TAPS study team, 2011. Happiness in the Amazon: Folk explanations of happiness in a hunter-horticulturalist society in the Bolivian Amazon. In: Selin, H. (Ed.), *Happiness across Cultures: Views of Happiness and Quality of Life in Non-Western Cultures*. Springer, The Netherlands.
- Reyes-García, V., Godoy, R.A., Vadez, V., Ruiz-Mallen, I., Huanca, T., Leonard, W.R., McDade, T.W., Tanner, S., 2009. The pay-offs to sociality: do solitary and social leisure relate to happiness? *Human Nature—An Interdisciplinary Biosocial Perspective* 20, 431–446.
- Reyes-García, V., Gravlee, C.C., McDade, T.W., Huanca, T., Leonard, W.R., Tanner, S., 2010. Cultural consonance and psychological well-being: estimates using longitudinal data from an Amazonian Society. *Culture, Medicine and Psychiatry* 34, 186–203.
- Ringhofer, L., 2010. *Fishing, Foraging And Farming In The Bolivian Amazon: On A Local Society In Transition*. Springer, London.
- Schneider, F., Kallis, G., Martinez-Alier, J., 2010. Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability. Introduction to this special issue. *Journal of Cleaner Production* 18, 511–518.
- Schyns, P., 2002. Wealth of nations, individual income and life satisfaction in 42 countries: a multilevel approach. *Social Indicators Research* 60, 5–40.
- Stevenson, B., Wolfers, J., 2008. Economic growth and subjective well-being: reassessing the Easterlin paradox. *Brookings Papers on Economic Activity*, pp. 1–102.
- Trauger, D.L., Czech, B., Erickson, J.D., Garrettson, P.R., Kernohan, B.J., Miller, C.A., 2003. The relationship of economic growth to wildlife conservation. Technical review 03–1. The Wildlife Society, Bethesda.
- Vadez, V., Reyes-García, V., Huanca, T., Leonard, W.R., 2008. Cash cropping, farm technologies, and deforestation: what are the connections? A model with empirical data from the Bolivian Amazon. *Human Organization* 67, 384–396.
- van den Bergh, J.C.J.M., 2011. Environment versus growth – a criticism of “degrowth” and a plea for “a-growth”. *Ecological Economics* 70, 881–890.
- Victor, P., 2010. Questioning economic growth. *Nature* 468, 370–371.
- Wackernagel, M., 2002. Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99, 9266–9271.
- WCED, 1987. *Our common future*. Published as Annex to General Assembly document A/42/427, Development and International Co-operation: Environment August 2, 1987.