

Red Ecológica de Conectividad Potencial.

Estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan - La Selva¹

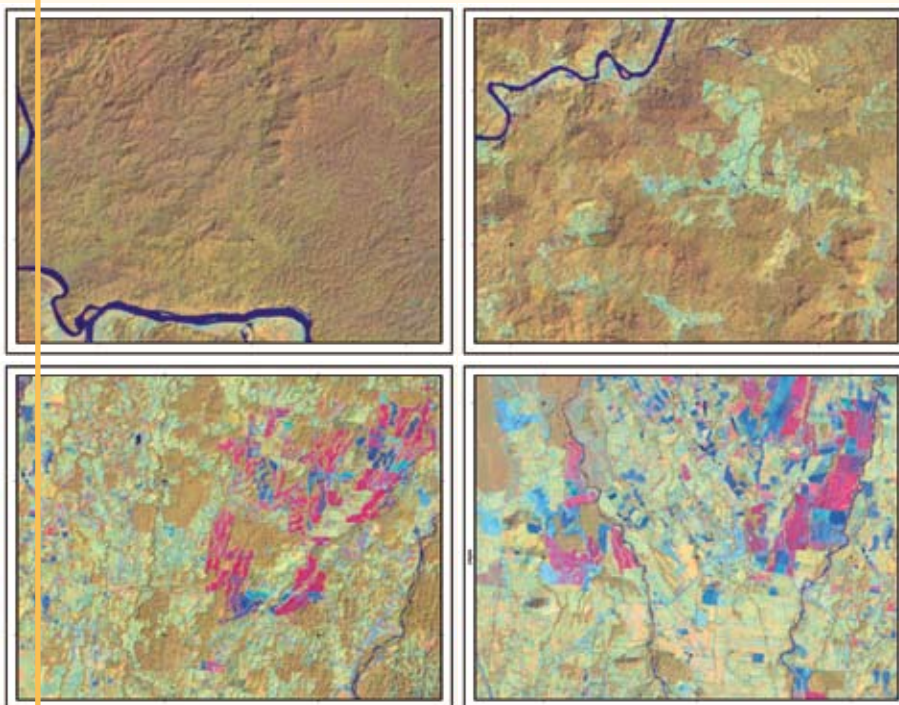
Zayra Sherlly Ramos Bendaña

zramos@catie.ac.cr

Bryan Finegan

CATIE. bfinegan@catie.ac.cr

La propuesta de creación de la Red Ecológica de Conectividad Potencial se sustenta bajo un principio precautorio de conservación, considerando que a mayor conexión física entre los parches de bosque natural, mayor la movilidad de los organismos y el mantenimiento de los flujos y procesos ecológicos. Con una red de este tipo se busca: identificar áreas de interés para la conservación y determinar las trayectorias más cortas para lograr la conexión física entre estas áreas, a través de los sitios menos hostiles para el movimiento de organismos.



La fragmentación es un proceso en el que gradualmente se elimina la cobertura de bosque para sustituirla por usos humanos, como se muestra en estos segmentos de imágenes satelitales (esquina superior izquierda: **paisaje boscoso**; esquina inferior derecha: **paisaje de usos humanos**).

¹ Basado en Ramos Bendaña, ZS. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: Herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 114 p.

Resumen

El Corredor Biológico San Juan – La Selva es un área prioritaria para la conectividad de la biodiversidad en la parte norte central de Costa Rica. Por ello, la búsqueda de herramientas metodológicas que apoyen a la priorización de sitios para la conservación y/o restauración ecológica es primordial; así como la necesidad de conocer los tipos de bosque presentes en el territorio. En este estudio se identificaron y caracterizaron tipos de bosques primarios a partir de datos de árboles ≥ 30 cm dap y palmas ≥ 10 cm dap. Los tipos de bosque fueron determinados por su composición, riqueza, diversidad y estructura. Posteriormente, con el uso de SIG y a partir de la imagen de satélite tipo Landsat TM del año 2001, se realizó: 1) un análisis del patrón del paisaje para evaluar la fragmentación de la cobertura boscosa; 2) un análisis de vacíos (*gap analysis*) para los tipos de bosque en dos escenarios de conservación, uno de áreas protegidas actuales y otro incorporando la propuesta del Parque Nacional Maquenque; 3) un análisis de conectividad estructural potencial. Con los resultados de los análisis en SIG, se determinaron recomendaciones específicas de conservación para cada uno de los tres tipos de bosque identificados y se modelaron rutas potenciales de conexión estructural entre parches de bosque natural, a partir de la distancia más corta entre ellos.

Palabras claves: Bosque tropical húmedo; cubierta de copas; paisaje; sistemas de información geográfica; ordenación de tierras; corredor biológico; Corredor Biológico San Juan - La Selva; Costa Rica.

Summary

The Biological Corridor San Juan – La Selva is a priority for connecting biodiversity in northern-central Costa Rica. Therefore, it is essential to find methodological tools to rank sites for conservation and/or ecological restoration, and determine the types of forest within the corridor. Types of primary forests were identified and characterized basing on information of trees ≥ 30 cm dbh and palm-trees ≥ 10 cm dbh. The types of forest were defined by composition, richness, diversity, and structure. GIS and satellite images Landsat TM from 2001 were used to: 1) analyze the landscape pattern to determine the fragmentation of forest cover; 2) develop a *gap analysis* for forest types under two conservation sceneries, one basing on current protected areas, and considering the proposed National Park Maquenque, the other; and 3) analyze potential structural connectivity. Resulting GIS analyses were used to generate specific conservation recommendations for the three types of forest identified; potential routes for structural connectivity between natural forest patches were modelled for the shortest distance among them.

Keywords: Humid tropical forest; cover of crown; landscape; geographic information system; land arrangement; biological corridor; San Juan - La Selva Biological Corridor; Costa Rica.

Introducción

Las estrategias de conservación de la biodiversidad han venido cambiando rápidamente debido al reconocimiento de la complejidad e importancia de la dinámica de los procesos y patrones ecológicos a grandes escalas espacio-temporales (Noss y Harris 1986). De un enfoque basado en el

manejo de áreas protegidas individuales, se ha evolucionado a un manejo integral de grandes territorios, como parte de un sistema o red de conservación (Hoctor et ál. 2000, Poiani et ál. 2000, Noss y Harris 1986, Noss 1983). Por ello, en la actualidad, las recomendaciones para la conservación de la biodiversidad deben centrarse en la

necesidad de conservar la dinámica, los patrones ecológicos a multiescalas y los procesos que sustentan la biota y los sistemas naturales que los contienen (Poiani et ál. 2000).

Dentro de este contexto, en Mesoamérica se han venido desarrollando estrategias de conservación a grandes escalas territoriales. Una de ellas es el Corredor Biológico

Mesoamericano (CBM), que abarca cinco estados del sur de México y toda la región centroamericana. Esta red de conservación está conformada por varias propuestas de corredores biológicos a escala territorial nacional y/o transfronteriza. El Corredor Biológico Binacional entre Nicaragua y Costa Rica es una de las secciones que conforman el CBM. La presente investigación se realizó en la sección costarricense de dicho corredor binacional: el Corredor Biológico San Juan – La Selva (CBSS). Esta área conserva los últimos remanentes de bosques naturales, relativamente continuos, que pueden mantener la conectividad entre las áreas protegidas de la Cordillera Volcánica Central de Costa Rica con las del sureste de Nicaragua.

En los últimos años, la sociedad civil ha hecho grandes esfuerzos por la conservación y el manejo sostenible de los bosques y la biodiversidad de la región. Así, uno de los objetivos de creación del CBSS fue la protección de la lapa verde (*Ara ambigua*) y de sus hábitats naturales. Por otra parte, organizaciones como el Centro Científico Tropical han realizado importantes campañas de conservación, como la propuesta de creación del Parque Nacional Maquenque. Otros organismos, como la Fundación para la Conservación de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) y la Comisión de Desarrollo Forestal de San Carlos (CODEFORSA), han promovido el manejo forestal sostenible y el pago por servicios ambientales de los bosques.

Con el fin de aunar esfuerzos, la presente investigación se centró en dos propósitos. 1) Caracterizar y tipificar los bosques naturales de tierras bajas dentro del CBSS y, con ello, ayudar a llenar vacíos de información. 2) Definir un proceso metodológico que facilite la priorización de áreas para conservación y/o restauración ecológica. La herramienta

utilizada fue el SIG; el proceso consistió de tres fases u objetivos: i) analizar el patrón del paisaje para conocer la situación de la cobertura boscosa en el área; ii) evaluar la representación de los tipos de bosques en las áreas protegidas actuales y propuestas a través de un análisis de vacíos de conservación; iii) modelar un primer escenario de conectividad estructural potencial para el CBSS, basado en la búsqueda de la distancia más corta para conectar parches de bosque.

El CBSS tiene una extensión de 246.608,56 hectáreas (Fig. 1) y se ubica en la cuenca del río San Juan, parte norte de las provincias de Heredia y Alajuela, cantones de Sarapiquí y San Carlos (Chassot y Monge 2002). En toda la extensión del corredor se presentan ocho zonas de vida según la clasificación de Holdridge (1967), aunque las más representativas son el bosque muy húmedo tropical y bosque muy húmedo premontano transición a basal. La precipitación promedio anual es de 3962 mm en la Estación Biológica La Selva (Sanford et ál. 1994); la temperatura media es de 24°C (McDade et ál. 1994). Según cálculos hechos a partir del Atlas de Costa Rica (ITCR 2000), los suelos dominantes en la zona son los Ultisoles (66% del territorio) e Inceptisoles (casi 32%); el restante 2% son suelos Entisoles e Histosoles.

Metodología

Caracterización y tipificación de bosques primarios

La tipificación y caracterización de bosques se hizo a partir de datos de árboles ≥ 30 cm dap y palmas ≥ 10 cm dap provenientes de la medición de 52 parcelas de 0,25 ha. Datos de 11 parcelas fueron proporcionados por CODEFORSA y la Cátedra Latinoamericana de Ecología para el Manejo de Bosques Tropicales, CATIE. Las parcelas se distribuyeron en dos estratos, según los órdenes de suelo dominantes en el área de estudio.

Con el índice de valor de importancia (IVI), se elaboró una matriz para cada una de las especies presentes en dos o más parcelas. Con ella, se realizó un análisis de conglomerados con el método Ward para la identificación de agrupaciones de parcelas según similitud (tipos de bosque) y un análisis de ordenación con el método Nonmetric Multidimensional Scaling (McCune y Grace 2002) para distinguir la relación entre parcelas y especies. Las especies más importantes por tipo de bosque fueron determinadas según el IVI y por el método de especies indicadoras de Dufrene y Legendre (1997). Por último, los tipos de bosque se compararon según su composición, estructura, diversidad y riqueza de especies.

Para obtener una orientación de la distribución de los tipos de bosque en el CBSS, estos fueron mapeados de forma subjetiva a partir de la ubicación de las parcelas e información digital de las zonas de vida, pendientes y meses secos del Atlas de Costa Rica (ITCR 2000).

Evaluación de la estructura del paisaje

Se evaluó el patrón del paisaje empleando el programa Fragstats 3.3 (McGarigal et ál. 2002). Para ello, se clasificó el paisaje del CBSS en *bosque* y *no bosque* a partir de una imagen de satélite tipo Landsat Thematic Mapper (TM) del año 2001. Para efectos de comparación, se dividió el área de estudio en dos sectores: norte y sur. A cada sector se adicionó un borde de 1 km para contar con información sobre los parches ubicados fuera del perímetro del paisaje, ya que estos afectan las mediciones relacionadas con la adyacencia entre parches (McGarigal et ál. 2002). Se evaluaron las mediciones e índices a dos niveles: clase y paisaje, las cuales se agruparon en cuatro categorías: 1) área y densidad de los parches, 2) forma de los parches, 3) área interior de los parches

de bosque, 4) proximidad, contagio y dispersión entre parches. Para estos cálculos, Fragstats empleó archivos grid creados con un tamaño de píxel o celda de 30 m x 30 m.

Análisis de vacíos de conservación (*gap analysis*)

Se realizó un análisis de vacíos de conservación que permitió evaluar la representación de los tipos de bosques identificados en el CBSS dentro de dos escenarios de protección 1) con las áreas silvestres protegidas actuales (ASP actuales) y 2) agregando el área del Parque Nacional Maquenque ya propuesto (ASP propuestas). El análisis consistió en el traslape de las capas digitales de los tipos de bosque con cada uno de los escenarios. Los resultados se presentaron en hectáreas y porcentaje de la superficie de cada tipo de bosque dentro y fuera de los escenarios de áreas protegidas.

Red ecológica de conectividad potencial

La creación del escenario de conectividad potencial se basó en la metodología empleada para la creación de la Red Ecológica de Florida, US (Hector et ál. 2000). La metodología se adaptó a la información obtenida; el trabajo se enfocó en la búsqueda de conectividad estructural entre los fragmentos de bosque. El proceso consta de cuatro etapas: 1) asignación de niveles de prioridad de las áreas, 2) selección de núcleos a conectar, 3) modelaje de rutas de conectividad potencial, 4) creación de escenario de Red Ecológica de Conectividad Potencial.

La primera etapa se desarrolló mediante el traslape ponderado de cinco capas de información, con la herramienta de *Map Calculator* de ArcView 3.3®. Las capas empleadas fueron: pendientes, distancia a caminos, área interior de bosque, rangos hogareños de *Ara ambigua* y tipos de bosque. Previamente, cada capa fue clasificada según una escala de prioridad: 1= baja, 2= media, 3= alta.

A cada capa se le asignó un peso o porcentaje de influencia; para minimizar la subjetividad los pesos fueron determinados por expertos de organizaciones que laboran en el CBSS, mediante el método de comparación de pares desarrollado por Saaty (1980, citado por Pedroni e Imbach 2003). Este método consiste en establecer niveles de prioridad de una variable en relación con otra. Los rangos establecidos, de acuerdo con el criterio de prioridad ecológica, fueron: 5 = absolutamente más prioritario, 4 = mucho más prioritario, 3 = más prioritario, 2 = ligeramente más prioritario, 1 = igualmente prioritario (Cuadro 1).

Los núcleos de interés a conectar (etapa 2) se obtuvieron a partir de las áreas de prioridad alta, y se seleccionaron aquellas que tuvieran un área ≥ 300 ha. En la etapa 3, con la extensión *Cost Distance* y su función *Cost Path* de ArcView 3.3, se modelaron las rutas de conectividad potencial para los núcleos identificados. Para ello, con la capa resultante de la etapa 1 se preparó la capa de fricción; a cada píxel se le asignaron valores de fricción según su nivel de prioridad y de forma inversamente proporcional, con una escala logarítmica (Cuadro 2). En otras palabras, el programa buscó la ruta de conexión más corta entre dos núcleos a través de las

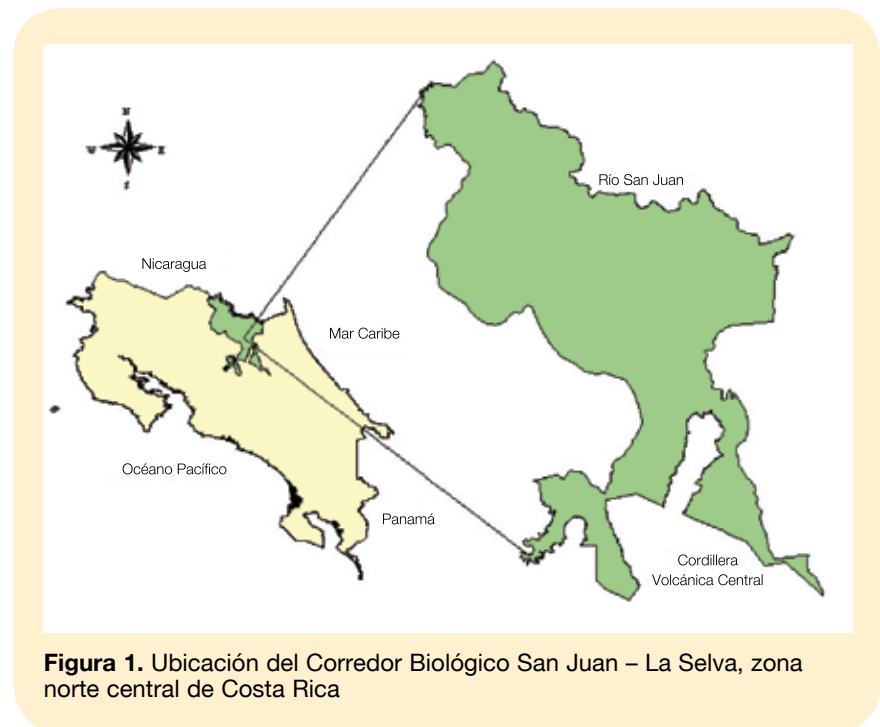


Figura 1. Ubicación del Corredor Biológico San Juan – La Selva, zona norte central de Costa Rica

Cuadro 1.

Peso absoluto de cada variable empleada en el traslape ponderado obtenido con el método de comparación de pares

Variable	Peso absoluto
Pendiente	0,09
Área interior	0,31
Tipos de bosque	0,28
Rango hogareño por nido de <i>Ara ambigua</i>	0,24
Influencia de caminos	0,08

áreas de mayor conveniencia (menor fricción). La última etapa, creación de un escenario de Red Ecológica de Conectividad Potencial, se realizó combinando las rutas de conectividad potencial y los núcleos.

Resultados y discusión

Tipos de bosques primarios y sus características

Con base en los resultados de los análisis de conglomerados y ordenación, se identificaron tres tipos de bosque: (B1) *Pentaclethra macroloba* y palmas; (B2) *Qualea paraensis*, *Vochysia ferruginea* y *Couma macrocarpa*; (B3) *Pentaclethra macroloba* y *Carapa guianensis*. Los bosques fueron nombrados por sus especies más importantes según el criterio del IVI (Fig. 2) y el análisis de especies indicadoras. Asimismo, el análisis de especies indicadoras permitió hacer una

separación jerárquica de los tipos de bosque (Fig. 3). De estos, el B2 se diferenció claramente en cuanto a composición; una de sus principales características fue la casi total ausencia de *P. macroloba*, a diferencia del B1 y B3 que estuvieron dominados por esta especie. Estos dos últimos fueron muy similares en composición; la diferencia principal fue la presencia y abundancia de especies de palmas.

De acuerdo con los índices de Shannon y Alfa de Fisher, el tipo de bosque más diverso fue el B2 y el de menor diversidad fue el B3. El B2 presentó la mayor riqueza de especies: $17 \pm 3,5$ en promedio en 0,25 ha; el B1 y B3 presentaron 14 ± 2 especies y $9 \pm 1,7$ especies, respectivamente. Este último fue el más homogéneo en composición, ya que *P. macroloba* representó en prome-

dio el 40 ± 6 % del IVI por parcela.

Aunque hasta la fecha no se han diseñado estudios de caracterización de bosques dirigidos específicamente al área del corredor, bosques similares fueron descritos por Gallo (1999), Hartshorn y Hammel (1994) y Zamora et ál. (2004). Gallo (1999) hizo una clasificación de bosques primarios para toda la parte central y atlántica del norte de Costa Rica con base en información de inventarios forestales, donde se encontraron bosques similares a los tres tipos identificados en este estudio. Por su lado, Hartshorn y Hammel (1994) caracterizaron los bosques de la Estación Biológica La Selva; allí diferenciaron entre bosques de *P. macroloba* distribuidos en suelos bien y mal drenados, con una composición muy similar a los B1 y B3. Zamora et ál. (2004) hacen una descripción florística de los bosques que colindan con el río San Juan, la cual coincide con el B2.

En la superficie total del CBSS (sin restarle las áreas deforestadas) se mapeó de forma subjetiva la distribución de los tipos de bosque a partir de la ubicación de las parcelas e información digital de tipo de suelo, pendiente y meses secos. El bosque de mayor extensión potencial fue el B1 (25 parcelas), en un 40% del área total del CBSS, seguido por el B2 (16

Cuadro 2.

Valores de fricción establecidos para los tipos de cobertura definidos según su prioridad ecológica en escala logarítmica

Escala logarítmica		
Valor de fricción	Interpretación	Tipo de cobertura
1	Muy conveniente	Áreas de hábitat interior de prioridad alta
10	Conveniente	Áreas de hábitat interior de prioridad media
100	Poco conveniente	Áreas de hábitat de borde de prioridad baja
1000	No conveniente	No bosque

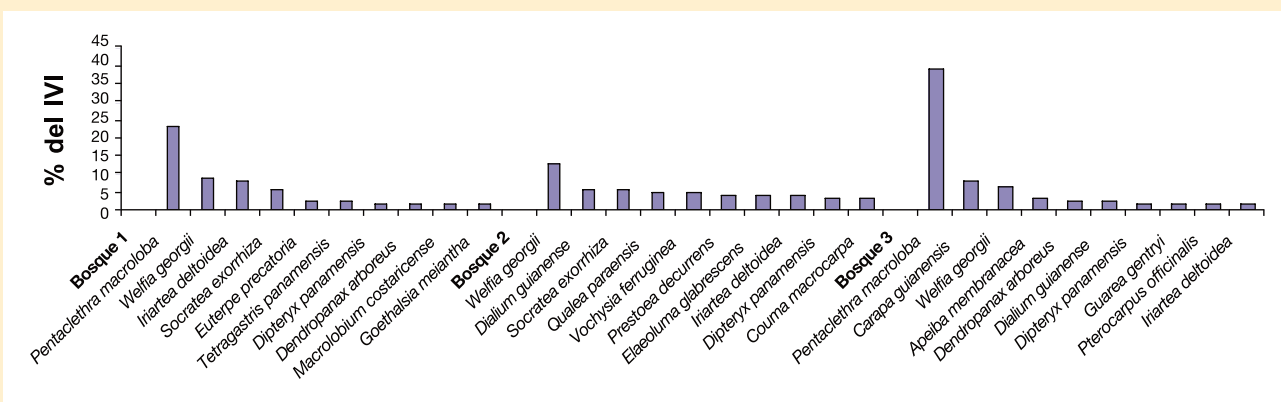


Figura 2. Las diez especies de mayor valor ecológico, según el IVI, para los tres tipos de bosques identificados en el CBSS, zona norte de Costa Rica

Especies Indicadoras por Tipo de Bosque en el Corredor Biológico San Juan - La Selva
Bosques sin o con *Pentaclethra macroloba*

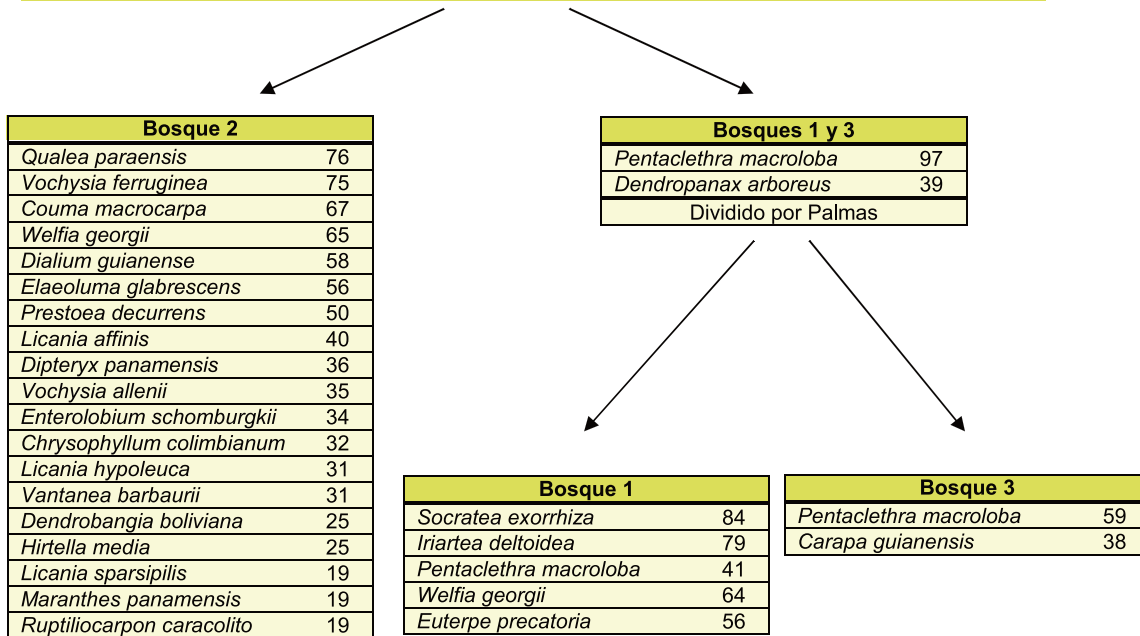


Figura 3. Especies indicadoras por tipo de bosque, identificadas por el método de Dufrene y Legendre (1997), según la jerarquía de agrupamiento resultante del análisis de conglomerados realizado a partir de datos de árboles >30 cm dap y palmas >10 cm dap, en parcelas de 0,25 ha en el CBSS, zona norte de Costa Rica. Los números representan el valor de indicación (VI%) de la especie en el grupo, el cual va de 0 (no indicación) a 100 (indicación perfecta)

parcelas, 19%) y, por último, el B3 (11 parcelas, 6%). Un 35% del área total del corredor fue considerada sin información, ya que se pensó poco prudente una interpolación tan amplia de los datos de las parcelas. Sobre el territorio de distribución potencial para cada tipo de bosque, se estimó la cantidad de cobertura boscosa que cada uno de ellos conservaba hasta el 2001, según la imagen de satélite empleada. Los resultados mostraron que el territorio potencial de distribución del B1 conservaba un 64% de cobertura forestal, el B2 un 82% y el B3 un 35%.

Evaluación del patrón del paisaje
A pesar de las limitaciones de una clasificación binomial de *bosque* y *no bosque* (al no diferenciar los diferentes tipos de vegetación y sus efectos sobre las especies y

procesos ecológicos), se obtuvieron resultados que permitieron una primera aproximación a los niveles de fragmentación en el CBSS. Esto pudiera servir para apoyar la toma de decisiones sobre el manejo del paisaje.

Estos resultados mostraron que en el sector norte (158.872 ha) dominan los bosques en casi el 70% del paisaje. En cambio, el sector sur (88.433 ha) presentó una matriz mixta con casi un 55% de cobertura boscosa (Cuadro 3). Según las categorías de paisaje que proponen McIntyre y Hobbs (1999), el sector norte puede describirse como un paisaje *variado* por poseer entre 60 y 90% de cobertura boscosa, donde los organismos aun pueden mantener su conectividad natural. En cambio, el sector sur se clasificó como un paisaje *fragmentado* por

tener menos de 60% de cobertura boscosa, donde el grado de fragmentación depende de la movilidad de los organismos y el arreglo de los hábitats (McIntyre y Hobbs 1999). No obstante, se debe considerar que la fragmentación no siempre es obvia y que en bosques aparentemente continuos, los diferentes grados de perturbación por actividades humanas pueden ocasionar la pérdida de hábitat y afectar a las especies más sensibles (Bennett 1999, McIntyre y Hobbs 1999).

Para entender mejor los índices descriptivos del paisaje, a continuación se presentan los resultados resumidos y agrupados por categorías. Para mayor detalle ver Ramos (2004).

Área y densidad de los parches.- El sector norte presentó parches de bosque más grandes, los cuales cla-

ramente dominaron el paisaje pues en promedio fueron tres veces más grandes que los otros usos en la categoría de *no bosque* (agrícolas y pastos). Los parches de bosque tuvieron un área promedio de 366 ± 3802 ha, con una alta variabilidad de tamaños, lo que también se observa en el índice del parche mayor de bosque y *no bosque* (33% y 14% del paisaje, respectivamente). En el sector sur, los parches de bosque fueron de menor tamaño promedio (210 ± 1422 ha) y con una mayor densidad por unidad de área, lo que indica una mayor fragmentación. El tamaño promedio de los parches de *no bosque* (186 ± 1015 ha) fue similar al de bosque. No obstante, el índice del parche mayor indicó que el bosque aun puede considerarse como la categoría dominante del paisaje: 20%, en comparación con casi 11% para *no bosque*.

Con estos resultados se puede deducir que los parches de bosque en el sector sur están más propensos a la pérdida de especies, debido a la relación positiva que existe entre la riqueza de especies y el tamaño del parche (Laurance et ál. 2002, Bennett 1999, Forman y Godron 1981). Laurance et ál. (2002) indicaron que incluso bosques con 100 ha de tamaño perdieron especies

en comparación con el bosque continuo.

Forma de los parches.- El índice de dimensión fractal se interpreta en un rango de 1 a 2, en donde existe una mayor simplicidad de la forma cuando tiende a 1 (McGarigal et ál. 2002). La complejidad de la forma de los parches, según el índice de dimensión fractal, mostró al sector sur con parches más irregulares tanto para el *bosque* como para el *no bosque* con un valor de 1,10 en ambas clases. En el sector norte, ambas clases tuvieron valores de 1,09. Puede decirse, sin embargo, que en ambos sectores los parches tienden a formas simples o regulares. Esta simplicidad en la forma de los parches puede responder a la configuración que tienen los usos humanos y que, por lo tanto, se reflejan en los parches adyacentes de bosque.

La forma del parche es una variable importante en el manejo de paisajes fragmentados, dado que la forma incide directamente en la cantidad de hábitat con efecto de borde (Bennett 1999). Los parches de bosque de forma irregular o alargada exponen una mayor área a los factores externos, que aquellos del mismo tamaño con formas más circulares (Forman y Godron 1981).

Los efectos de borde pueden traer consecuencias negativas para las especies dependientes del hábitat de bosque interior (Kattan 2002). Por ello, la pregunta más importante es cómo minimizar los efectos de borde (Saunders et ál. 1991) en función del objetivo de conservación, y cómo facilitar la dispersión de organismos y el mantenimiento de rangos hogareños adecuados (Forman y Godron 1981).

Área interior de los parches de bosque.- El mantenimiento de grandes extensiones de hábitat natural es un aspecto crucial para la conservación de la biodiversidad. En paisajes antropogénicos, los grandes territorios naturales son escasos y, por tanto, un recurso irremplazable y precioso por sus muchos valores ecológicos intrínsecos, como la riqueza de especies, la ocurrencia de hábitats especializados, el mantenimiento de tamaños poblacionales viables y los regímenes de disturbios naturales (Bennett 1999). Pero además del tamaño, la cantidad de hábitat interior que conserve el parche de bosque juega un papel ecológico primordial para la supervivencia de las especies sensibles. El hábitat interior se define como la parte del parche de bosque que no recibe influencia de factores exter-

Cuadro 3.

Índices descriptivos del paisaje en el Corredor Biológico San Juan - La Selva, zona norte de Costa Rica

Categorías	Valores para las dos categorías de parche				Valores para parches de bosque		
	Área (ha)	Porcentaje del área total	Densidad de parches (No./100 ha)	Índice del parche mayor (%)	Distancia de efecto de borde (m)	Hábitat interior total	Hábitat interior en el paisaje (%)
SECTOR NORTE					SECTOR NORTE		
Bosque	110.643,93	69,64	0,19	32,84	100	87.651,09	55,17
No bosque	48.228,57	30,36	0,25	14,32	300	55.883,61	35,17
Total	158.872,5	100					
SECTOR SUR					SECTOR SUR		
Bosque	48.309,21	54,63	0,26	19,89	100	31.990,14	36,17
No bosque	40.123,71	45,37	0,24	10,71	300	13.880,88	15,70
Total	88.432,92	100					

nos provenientes de los usos adyacentes (efecto de borde) (Forman y Godron 1981).

Se consideraron dos escenarios para medir el efecto de borde: 100 y 300 m. El sector sur presentó, con ambos escenarios, la mayor área de bosque con efecto de borde, lo cual se debió al tamaño y forma de los parches. En este sector, los parches de bosque son más pequeños e irregulares que en el sector norte. El impacto de los efectos de borde está determinado por el tamaño y forma del fragmento, debido a que la relación entre el área total del fragmento y su perímetro determina qué proporción del área está expuesta a estos efectos (Kattan 2002). Con el escenario de mayor área con efecto de borde (300 m), el sector sur sólo obtuvo cerca de un 16% del territorio en hábitat interior; en cambio, el sector norte conservó una tercera parte (35%) de su territorio con bosques de hábitat interior (Cuadro 3).

Proximidad, contagio y dispersión entre los parches.- Patrones del paisaje que faciliten la conectividad para las especies, comunidades naturales y procesos ecológicos son un elemento clave para la conservación de la naturaleza en ambientes modificados por los impactos humanos (Bennett 1999). Aunque la conectividad es un aspecto complejo en el manejo de paisajes, dado que distintas especies perciben el paisaje de distinta manera (Bennett 1999), para la mayoría de las especies la distancia entre los parches de hábitats determinará su capacidad de movilizarse entre ellos (Saunders et ál. 1991). Por ello, los valores que indiquen el patrón de distribución de los parches dan pautas importantes para definir acciones de conservación.

Los valores de proximidad, contagio y dispersión mostraron que en ambos sectores los dos tipos de cobertura, *bosque* y *no bosque*, se encuentran muy agregados. En los dos sectores, el índice de disgregación para ambas coberturas se

aproximó a 1, que es cuando se da la máxima agregación. De igual forma, las adyacencias similares y el índice de agregación presentaron valores mayores al 90% en ambos tipos de cobertura (100% máxima agregación). La distancia euclidiana promedio de un parche al vecino homólogo más cercano, en ambos sectores, indicó que la mayoría de los parches en ambas clases presentaron distancias no mayores de 300 m, con desviaciones estándar para los parches de bosque de 150-190 m. Estos resultados sugieren que actividades de conservación que busquen aumentar la conexión física entre los parches de bosque pueden ser viables por el patrón agregado que estos muestran, la cercanía entre ellos y la existencia de muchos elementos arbóreos en el paisaje que pueden facilitar aun más los trabajos de restauración ecológica.

El estudio de Gallego (2002), en un área de 142.589 del CBSS, señala que el 56% del paisaje está conformado por parches de bosque natural; tal resultado muestra una tendencia parecida a lo encontrado con este estudio. La mayoría de los bosques en el corredor han sufrido intervención forestal (Monge et ál. 2002, Chassot et ál. 2001) y las áreas de *no bosque* corresponden principalmente a pasturas con árboles dispersos para ganado vacuno (Gallego 2002, Chassot y Monge 2002, Butterfield 1994), sembradíos de piña y otros cultivos como palmito, cítricos y tubérculos (Monge et ál. 2002, Gallego 2002).

Representación de los tipos de bosques primarios en las áreas silvestres protegidas vigentes y propuestas

En el CBSS, existen seis áreas silvestres protegidas en tres categorías de manejo: dos refugios nacionales de vida silvestre (20.781 ha), dos reservas forestales (7433 ha) y dos humedales (1559 ha) (Chassot y Monge 2002). Para efectos del pre-

sente análisis, estas ASP representaron el 11,47% del territorio según la información digital empleada. El segundo escenario de análisis incluyó el área propuesta para el Parque Nacional Maquenque, con lo que las ASP llegarían a 29% del territorio del CBSS en dos categorías de manejo: parque nacional y refugio nacional de vida silvestre.

El bosque de *Q. paraensis*, *V. ferruginea* y *C. macrocarpa* (B2) fue el mejor representado en las ASP actuales, ya que el 38% de su territorio potencial está bajo alguna categoría de manejo. En cambio, el bosque de *P. macroloba* y palmas (B1), a pesar de que es el de mayor distribución en el CBSS, fue el menos representado dentro de las ASP (4%). El bosque de *P. macroloba* y *C. guianensis* (B3) tiene un área de distribución potencial pequeña y también estuvo pobremente representado en las ASP actuales (8%) (Fig. 4). En el escenario de las ASP propuestas, para los tres tipos de bosques hubo un aumento del territorio bajo protección. El B1 se incrementa a casi un 31% de su área potencial bajo alguna categoría de manejo, el B2 a casi 64% y el B3 a 22% (Fig. 4).

Las tres categorías de ASP actuales en el corredor se encuentran en el *nivel 2* de protección, según la clasificación realizada por Powell et ál. (2000) mediante un 'gap analysis' con el que examinaron la representación de las zonas de vida de Holdridge en las áreas protegidas de Costa Rica. Ellos distribuyeron las ASP en dos clases según el nivel de protección: *nivel 1*) parques nacionales y reservas biológicas que, teóricamente, ofrecen protección absoluta a todos los organismos y comunidades naturales contenidos en ellos; *nivel 2*) áreas que sólo reciben protección simbólica, como las reservas forestales, humedales o zonas protectoras que funcionalmente poseen poca restricción de

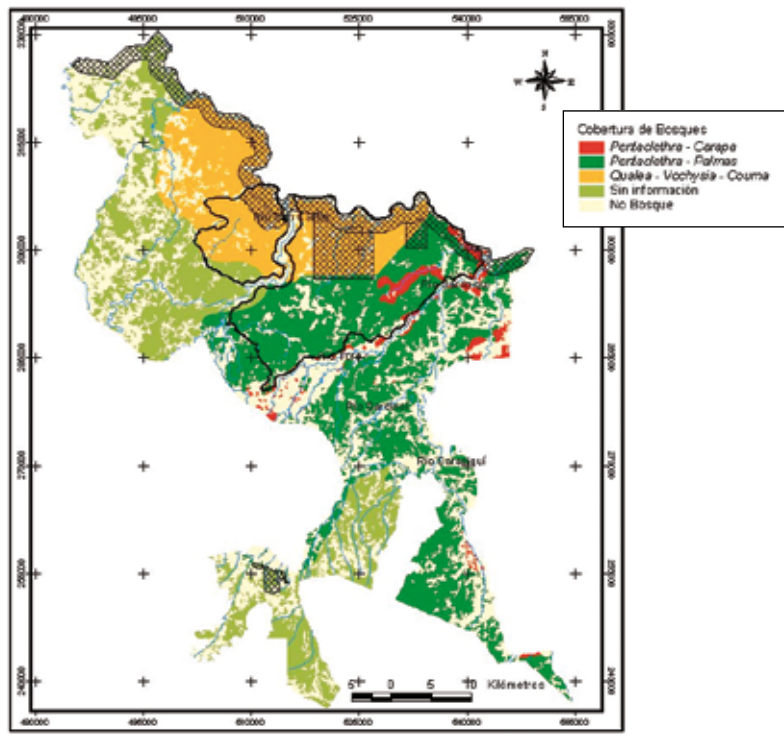


Figura 4. Análisis *gap* para los tipos de bosque en dos escenarios de protección: a) áreas silvestres protegidas actuales (cuadrícula negra), y b) áreas silvestres protegidas propuestas (delineado negro + cuadrícula negra).

uso, por lo que los hábitats están expuestos a degradación o conversión a otros usos. Con la creación del Parque Nacional Maquenque, el 24% del territorio del corredor pasaría al *nivel 1* de protección; 5% en el *nivel 2* y el territorio restante permanecería bajo ninguna categoría de área protegida. Con ello, el 83% del territorio total de las ASP dentro del CBSS correspondería al *nivel 1* de protección.

Los bosques de *P. maculosa* (B1 y B3) se encuentran principalmente en el sector sur del CBSS, el área más fragmentada donde actualmente no existe ningún área protegida por el Estado. El bosque de *Q. paraensis*, *V. ferruginea* y *C. macrocarpa* (B2) se ubica en el sector norte, donde se encuentran la mayoría de las áreas protegidas actuales. En ese mismo sector se halla el Parque Nacional

Maquenque propuesto con el fin de conservar los últimos remanentes importantes de bosque relativamente continuo y, por tanto, de gran valor para la biodiversidad de la zona. Estos bosques además representan una conexión importante entre las áreas protegidas del sureste de Nicaragua con las áreas protegidas de la Cordillera Volcánica Central de Costa Rica (Chassot y Monge 2002). No obstante, la fragmentación del sector sur pone en riesgo esta conexión; aquí, las reservas privadas constituyen una alternativa clave para la conservación de estos hábitats. Asimismo, el manejo sostenible de los parches de bosque en todo el CBSS es una herramienta importante de conservación; de no seguirse con los esfuerzos en esta vía, la degradación de los hábitats será inevitable.

Propuesta de escenario de conectividad estructural entre los remanentes de bosque

El amplio concepto de conectividad implica conexión de hábitats, especies, comunidades y procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales (Noss 1991). Existen dos componentes que influyen en la conectividad para una especie, uno es estructural y el otro de comportamiento (Bennett 1999). En este trabajo solamente se consideró el componente estructural determinado por el arreglo espacial de los diferentes tipos de hábitats en el paisaje e influenciado por factores como la continuidad de hábitats apropiados, la distancia entre hábitats y la presencia de vías alternas para el movimiento (Bennett 1999).

Con base en estos conceptos, se desarrolló un primer escenario de *Red Ecológica de Conectividad Potencial* (RECP) para el CBSS. La red propuesta busca establecer las rutas de conexión más corta entre núcleos (fragmentos de bosques con mayor integridad ecológica, según las variables empleadas para este análisis). En el taller de expertos se señalaron otros tipos de información que sería importante incluir en la selección de los núcleos: áreas de humedales, red hídrica, rutas de migración y datos poblacionales de *Ara ambigua*, registros de biodiversidad, áreas que reciben pagos por servicios ambientales, gradiente altitudinal y especies endémicas y/o amenazadas.

Al final, resultaron 50 núcleos definidos con base en dos criterios principales: 1) que fuesen bosque de hábitat interior (sin efecto de borde) mayores a 300 ha continuas, y 2) que estuviesen a no menos de 500 m de cualquier tipo de camino. A pesar que otras dos variables tuvieron un mayor peso de influencia (Cuadro 1) que la distancia al camino, se escogió esta última por su mayor poder discriminatorio en el resultado final.

Es importante señalar que la fragmentación y pérdida de hábitat no es un proceso aleatorio (Bennett 1999, Kattan 2002), sino dirigido a las tierras más fértiles y/o de mayor accesibilidad (Bennett 1999), como por ejemplo, las vegas de los ríos que son aptas para la agricultura (Kattan 2002). Las áreas más deforestadas en el corredor fueron aquellas adyacentes a los ríos principales. A partir de estas, de manera visual se identificaron siete áreas que se consideraron críticas para mantener la conectividad y donde es prioritario implementar acciones de conservación o restauración de la cobertura boscosa (Fig. 5). Estas áreas corresponden a: 1) la zona comprendida entre los ríos Sarapiquí y Tirimbina; 2) la zona en sentido noroeste-sureste del río Sardinal; 3) la zona en sentido noroeste y sureste de Río Toro y Río Cuarto; 4) la zona hacia el noreste de Río Toro; 5) la zona al noreste del corredor, en dirección oeste-este del río Sarapiquí; 6) la zona al suroeste del río San Carlos y 7) la desembocadura del río San Carlos.

El concepto de la ruta más corta de conectividad estructural entre parches de bosque es una propuesta precautoria de conservación, la cual se basa en tres razones ecológicas:

- 1) En un paisaje fragmentado, un hábitat de buena calidad puede tener poblaciones con tasas de crecimiento positivas que sustenten a otras poblaciones declinantes dentro de parches de hábitat de mala calidad, siempre y cuando el patrón del paisaje facilite la migración y dispersión de los individuos (Kattan 2002, Bennett 1999).
- 2) La cercanía entre los fragmentos de hábitats facilita el movimiento a través del paisaje de especies que operan en amplias escalas territoriales (Kattan 2002, Price et ál. 1999).
- 3) Entre más cercanos estén los parches, más fácil será la restauración de la conectividad estructural y,

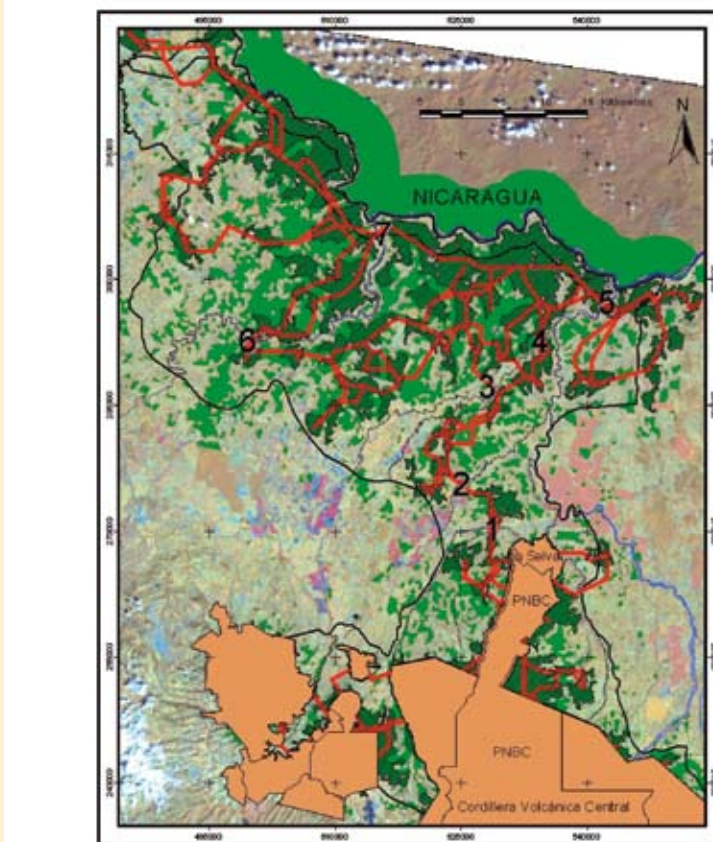


Figura 5. Trayectorias de la propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial y siete áreas consideradas críticas para mantener la conectividad, obsérvese que estas corresponden a áreas colindantes a los ríos *Trayectorias:* líneas rojas; *bosque:* verde; *núcleos:* diagonales negros sobre áreas de bosque; *PNBC:* Parque Nacional Braulio Carrillo; *fondo:* Imagen de Satélite Tipo Landsat TM del año 2001

por ende, la ejecución de acciones para favorecer a aquellas especies que tienen limitaciones para moverse a través de los usos agrícolas y requieren de elementos arbóreos (Laurance y Laurance 1999, Gascon et ál. 1999, Laurance 1994, Bennett 1990).

La propuesta de RECP es un primer escenario que puede orientar el diseño del corredor y, por tanto, la definición de acciones de conservación específicas. Las trayectorias potenciales de conectividad pueden facilitar la identificación de áreas donde la restauración ecológica o el mantenimiento de las conexiones naturales existentes sean prioritarios.

En el sector norte del CBSS, la mayoría de los bosques mantienen conexiones naturales, lo cual puede observarse en las trayectorias de conectividad potencial. En consecuencia, los trabajos de conservación debieran enfocarse, en primera instancia, en la conservación de la cantidad y calidad de los hábitats naturales; para ello habría que desarrollar actividades de restauración ecológica en aquellos parches donde amerite mejorar la forma para disminuir los efectos de borde. En el sector sur se requiere de un mayor esfuerzo de actividades enfocadas en la restauración ecológica, tanto para la recuperación de conexiones físicas

entre parches de bosque, como para el aumento de los hábitats interiores.

Un aspecto que debe ser considerado en el CBSS es la pérdida de hábitats ribereños, los cuales son elementos claves en el paisaje por constituir corredores naturales para la dispersión y migración de especies de fauna y flora a lo largo del paisaje (Bennett 1999, Laurance y Gascon 1997). Es importante considerar acciones de conservación como mantener al menos 150 m de bosque a cada lado del río (Laurance y Gascon 1997).

Consideraciones finales

La identificación de por lo menos tres tipos de bosque natural es un aporte importante en el inventario de los hábitats existentes dentro del CBSS; esta información es primordial para el desarrollo de cualquier estrategia de conservación. Es necesario saber con qué se cuenta, para decidir qué conservar. Asimismo, el empleo de una clasificación basada en las asociaciones florísticas y el esfuerzo por lograr una identificación botánica completa y confiable permite tener datos sobre cada una de las especies.

En el análisis del patrón del paisaje, se consideró prudente realizar una clasificación binomial de *bosque* y *no bosque* por la carencia de información georreferenciada. La ventaja de este tipo de clasificación es que permite un análisis rápido y a bajo costo, que brinda información para el manejo del paisaje. Su mayor limitación es que, al no diferenciarse entre tipos de hábitat natural y usos de la tierra, no se puede conocer la situación de cada uno de ellos en el paisaje, ni tampoco los efectos sobre la conectividad de los organismos y procesos ecológicos. Es importante señalar que, para el CBSS, una clasificación binomial fue viable debido a que se tenía conocimiento previo de que la mayor parte de la cobertura forestal correspondía a bosques naturales intervenidos.

Al combinar los resultados del análisis de patrones de paisaje y distribución potencial de los tipos de bosque, se pudieron hacer inferencias sobre los niveles de fragmentación y posibles amenazas; asimismo, se pudieron dar algunas pautas sobre prioridades de conservación para cada uno de ellos.

El análisis de vacíos de conservación permitió conocer mejor la situación de conservación de los tipos de bosque. Si bien es cierto que el mapeo de los tipos de bosque fue subjetivo, se logró un primer acercamiento a la representatividad de las áreas silvestres protegidas en la protección de estas comunidades. Asimismo, el análisis comparado del escenario actual y el escenario que incorpora la propuesta del Parque Nacional Maquenque permitió evaluar el aporte potencial de esta propuesta a la protección de los tipos de bosque. El análisis realizado en este estudio debe considerarse preliminar, ya que se requiere de más información sobre elementos de biodiversidad. Se recomienda completar una clasificación de las comunidades naturales, en donde se incluyan los ecosistemas de humedales con sus respectivas caracterizaciones florísticas, e incorporar información sobre hábitats de importancia por su riqueza de especies para la conservación de rangos hogareños adecuados de especies en particular.

Una de las ventajas de los análisis SIG es que son independientes uno del otro, pero empleados en conjunto proporcionan un proceso metodológico que da una visión completa sobre la situación del paisaje y constituyen una herramienta para la toma de decisiones de conservación.

La propuesta de creación de la Red Ecológica de Conectividad Potencial se sustenta bajo un principio precautorio de conservación, considerando que a mayor conexión física entre los parches de bosque natural, mayor la movilidad de los organismos y el mantenimiento de los

flujos y procesos ecológicos. Con una red de este tipo se busca: 1) identificar áreas de interés para la conservación y 2) determinar las trayectorias más cortas para lograr la conexión física entre estas áreas, a través de los sitios menos hostiles para el movimiento de organismos. La selección de la información digital que se va a emplear es de gran importancia, tanto como criterios de selección de las áreas de interés (núcleos), como para la categorización de la cobertura vegetal para la dispersión de organismos.

Una fase importante que no se logró concretar en esta investigación fue la validación de campo, debido a que este es un proceso a más largo plazo dentro de una planificación de diseño del corredor y en un marco de manejo adaptativo. Por ello, el principal aporte aquí brindado es el proceso metodológico como tal, y la elaboración de una propuesta inicial de Red Ecológica de Conectividad Potencial que, esperamos, sirvan de referencia para futuros trabajos y como herramienta para la toma de decisiones.

Recomendaciones para el manejo del paisaje del CBSS


- La creación del Parque Nacional Maquenque cubriría gran parte del territorio que contiene bosques de *Qualea paraensis*, *Vochysia ferruginea* y *Couma macrocarpa*, que son los más diversos del CBSS. Además, protegería los remanentes de bosque más grandes que aun quedan dentro del CBSS y, por tanto, un recurso valioso para la conservación de la biodiversidad.
- Las trayectorias de la Red Ecológica de Conectividad Potencial muestran que aun se mantiene en gran medida la conexión natural de los bosques del sector norte. No obstante, urgen acciones de conservación para evitar la pérdida de esta frágil continuidad, tales como el mejoramiento de la forma de los parches y evitar la pérdida de cobertura forestal y calidad de los hábitats.

■ En general, la conservación de los hábitats ribereños es clave para la funcionalidad del Corredor, ya que estos constituyen corredores naturales a lo largo del paisaje. La puesta en marcha de programas de restauración y protección de dichos hábitats apoyarían al cumplimiento del objetivo central del CBSS. Esto adquiere mayor importancia en el sector sur del CBSS, ya que por el nivel de fragmentación de sus bosques, éste es

el eslabón más frágil de conexión con las áreas silvestres protegidas de la Cordillera Volcánica Central.

■ La cercanía entre parches de bosque en el sector sur del CBSS es una importante oportunidad de conservación; el arreglo agregado de los parches de bosque facilitaría acciones de restauración ecológica para la conexión física entre ellos. Debido a la ausencia de áreas protegidas estatales en este sector, el

manejo privado de los bosques es casi la única herramienta de conservación, con mecanismos tales como reservas privadas, manejo forestal sostenible o pago por servicios ambientales.

■ Las acciones de conservación, en base a estos resultados, deben enfocarse en la restauración de la conexión física y el mejoramiento de la forma de los parches de bosque para aumentar el hábitat interior. 

Literatura citada

- Bennett, AF. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, CH, IUCN. 254 p.
- Butterfield RP. 1994. The regional context: land colonization and conservation in Sarapiquí. In McDade, LA.; Bawa, KS; Hespeneheide, HA; Hartshorn, ES. (eds). 1994. La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest. The University of Chicago Press, USA. p. 299-306.
- Chassot, O; Monge, G. 2002. Corredor Biológico San Juan – La Selva: ficha técnica. San José, CR, Comité Ejecutivo Corredor Biológico San Juan – La Selva. 78 p.
- _____; Monge, G; Powell, G; Palminteri, S; Alemán, U; Whright, P; y Adamek, K. 2001. La Lapa Verde, víctima del manejo forestal insostenible. Ciencias Ambientales 21: 60-69.
- Dufrene, M; Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67(3):345-366.
- Forman, RTT; Godron, M. 1981. Patches and structural components for landscape ecology. BioScience 31(10):733-739.
- Gallego, B. 2002. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies indicadoras en una zona de bosque muy húmedo tropical, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.
- Gallo, M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la zona norte de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 65 p.
- Gascon, C; Lovejoy, TE; Bierregaard, RO Jr; Malcolm, JR; Stouffer, PC; Vasconcelos, HL; Laurance, WF; Zimmerman, B; Tocher, M; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. Biological Conservation 91(1999): 223-229.
- Hartshorn, GS; Hammel, BE. 1994. Vegetation types and floristic patterns. In McDade, LA; Bawa, KS; Hespeneheide, HA; Hartshorn, GS. Eds. La Selva: Ecology and natural history of a neotropical rain forest. Chicago, US, University of Chicago Press. p. 73-89.
- Hoctor, TS; Carr, MH; Zwick, PD. 2000. Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: The Florida Ecological Network. Conservation Biology 14(4):984-1000.
- ITCR (Instituto Tecnológico de Costa Rica). 2000. Atlas de Costa Rica. <http://www.esri.com/software/arcexplorer/aedown/oaad.html>
- Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In Guariguata, MR; Kattan, GH. Eds. Ecología y conservación de bosques neotropicales. Cartago, CR, EULAC/GTZ. 590 p.
- Laurance, WF. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. Biological Conservation 69 (1994): 23-32.
- _____; Lovejoy, TE; Vasconcelos, HL; Bruna, EM; Didham, RK; Stouffer, PC; Gascon, C; Bierregaard, RO; Laurance, SG; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. Conservation Biology 16(3):605-618.
- _____; Gascon, C. 1997. How to creatively fragment a landscape. Conservation Biology 11(2):577-579.
- _____, SG; Laurance, WF. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. Biological Conservation 91(1999):231-239.
- McCune, B; Grace, JB. 2002. Analysis of ecological communities. Oregon, US, Software design Gleneden Beach. 300 p.
- McDade, LA; Bawa, KS; Hespeneheide, HA; Hartshorn, GS. Eds. 1994. La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest. Chicago, US, The University of Chicago Press. 486 p.
- McGarigal, K; Cushman, SA; Neel, MC; Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- Monge, G; Chassot, O; López, R; Chaves, H. 2002. Justificación biológica para el establecimiento del Parque Nacional Maquenque, Costa Rica. Centro Científico Tropical. Costa Rica. 51 p.
- McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. A Framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. Conservation Biology 13(6):1282-1292.
- Noss, RF. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. BioScience 33(11): 700-706.
- _____. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scales. In Hudson, WE; ed. Landscape linkages and biodiversity. Island Press. Washington, D.C. p. 27-39.
- _____; Harris, LD. 1986. Nodes, networks, and MUM's: Preserving diversity at all scales. Environmental Management 10(3):299-309.
- Pedroni, L; Imbach, P. 2003. Decision support system for sustainable ecosystem management in Atlantic rain forest rural areas. Turrialba, CR, ECOMAN / CATIE. 36 p.
- Poiani, KA; Richter, BD; Anderson, MG; Richter, HE. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. BioScience 50(2):133-146.
- Price, OF; Woinarski, JCZ; Robinson, D. 1999. Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. Biological Conservation 91:169-180.
- Powell, GVN; Barborak, J; Rodríguez, M. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary *gap analysis*. Biological Conservation 93:35-41.
- Ramos, ZS. 2004. Caracterización y tipificación de bosques primarios: un aporte al Corredor Biológico San Juan – La Selva. In Ramos, ZS. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. p. 33-68.
- Sanford, RL Jr; Paaby, P; Luvall, JC; Phillips, E. 1994. Climate, geomorphology, and aquatic systems. In McDade, LA; Bawa, KS; Hespeneheide, HA; Hartshorn, GS. Eds. 1994. La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest. Chicago, US, The University of Chicago Press. p. 19-33.
- Saunders, DA; Hobbs, RJ; Margules, CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5(1):18-32.
- Zamora, N; Hammel, BE; Grayum, MH. 2004. Vegetación. In Hammel, BE; Grayum, MH; Herrera, C; Zamora, N. Eds. Manual de plantas de Costa Rica. vol. I. Monographs in Systematic Botany. Missouri, US, Missouri Botanical Garden. p. 91-216.

Evaluación de la sostenibilidad del manejo forestal comunitario para identificar prioridades de inversión en ejidos del estado de Guerrero, México¹

Miroslava Morán Montaña

CATIE mmoran@catie.ac.cr

Fernando Carrera Gambetta

Cooperante CUSO y CATIE

fcarrera@catie.ac.cr

José Joaquín Campos Arce

CATIE jcampos@catie.ac.cr

Bastiaan Louman

CATIE blouman@catie.ac.cr

Diego Delgado

CATIE ddelgado@catie.ac.cr

Glenn Galloway

CATIE galloway@catie.ac.cr

Al evaluar la sostenibilidad del manejo forestal comunitario en los ejidos del Estado de Guerrero, se encontró que el marco institucional presenta múltiples debilidades. Las comunidades que no hacen manejo forestal carecen de beneficios sociales y ambientales provenientes directa e indirectamente del bosque, en comparación con los ejidos que sí gestionan sus recursos forestales.



Foto: Miroslava Morán.

¹ Basado en Morán M, M. 2005. Evaluación de la sustentabilidad del manejo forestal comunitario para identificar prioridades de inversión en ejidos de México. Tesis Mag. Sc. Turrilba, CR, CATIE. 195 p.

Resumen

Se elaboró un estándar compuesto por principios, criterios e indicadores para evaluar la sostenibilidad del manejo forestal comunitario. El estándar se aplicó en 16 unidades de manejo del Estado de Guerrero, México. La elaboración del estándar contempló consultas con expertos para la selección y ponderación de los indicadores. Los resultados se sistematizaron por criterios y se calificaron en una escala de 0 a 3. Con las calificaciones se obtuvieron gráficas e índices para reflejar la sostenibilidad en cada unidad de manejo; se obtuvieron asociaciones entre los factores medidos y se estableció una tipología para orientar las decisiones de inversión.

Palabras claves: Manejo forestal; forestería comunitaria; sostenibilidad; indicadores de sostenibilidad; ejidos; México.

Summary

Evaluation of community forest management sustainability to identify investment priorities in ejidos of Guerrero, México. A standard of principles, criteria, and indicators was developed to evaluate the sustainability of community forest management. The standard was applied to 16 management units in the State of Guerrero, Mexico. The development of the standard involved the seeking of expert advice to select and calibrate the indicators. The results were systemized by criteria and were rated on a scale of 0 to 3. Graphics and indices were obtained to illustrate the sustainability of each management unit; associations were established among factors measured and a practical typology was developed to help orient investment decisions.

Keywords: Forest management; community forestry; sustainability; indicators of sustainability; sustainability; ejidos; Mexico.

Establecer metas y prioridades de acción para alcanzar el desarrollo forestal sostenible en las comunidades puede ser una tarea complicada debido a las particularidades locales para administrar los bosques cuando estos son de uso común. Por esta razón, vale la pena contar con herramientas que ayuden a determinar prioridades y orientar inversiones pertinentes y oportunas. Con esta premisa, el objetivo de este trabajo fue evaluar la sostenibilidad del manejo forestal comunitario para identificar prioridades de atención para el desarrollo forestal en 16 unidades de manejo del Estado de Guerrero, México.

Marco de referencia Manejo Forestal Comunitario en México

Dos condiciones sociales son características de la situación de los bosques de México: la pobreza en que viven la mayoría de los habitantes (casi 18 millones) y el carácter social de la tenencia (Merino 1998). Casi el 80% de la superficie forestal mexicana está en manos de entre 7000 y 9047 comunidades forestales (Bray y Merino 2004b), aunque para la mayoría de los ejidos² y comunidades, la actividad forestal es un complemento de la agricultura y la ganadería (Merino 1998).

Según Bray y Merino (2004a), la historia del sector forestal presenta muchos altibajos desde la revolución mexicana, cuando se reconocieron derechos sobre la tierra a numerosas comunidades rurales. Sin embargo, estos derechos no incluyeron el uso de los recursos, por la supuesta incapacidad de las comunidades para manejarlos. Entre 1940 y 1972 se desarrollaron empresas privadas y paraestatales que pagaban a las comunidades el acceso al bosque, aunque muy por debajo del valor de la madera. En esas fechas, en algunas comunidades de Oaxaca y Durango se buscaba que los bosques fueran manejados por sus propios dueños;

² Los ejidos tienen personalidad jurídica y patrimonio propios, y son propietarios de las tierras que les han sido dotadas. Los ejidatarios son los titulares de los derechos sobre la tierra, están organizados en una Asamblea General representada por una Mesa Directiva. El ejido puede adoptar la explotación colectiva de sus recursos cuando la Asamblea así lo resuelva (SRA 1992).

ya en 1960 se constituyeron las primeras empresas forestales comunitarias (EFC). Con el paso del tiempo, las empresas reclamaron mayor autonomía y poco a poco se fueron apropiando de toda la cadena productiva. Hoy día, cientos de comunidades administran de forma exitosa sus empresas comunitarias, protegen el recurso de propiedad común y generan ingresos para la población local (Bray y Merino 2004a).

Sostenibilidad del manejo forestal
El manejo forestal puede contribuir al desarrollo sostenible. Se habla de desarrollo sostenible -en vez de sostenibilidad- debido a que esta es un estado ideal, mientras que desarrollo sostenible es un proceso dinámico que requiere una evaluación continua. Se progresa hacia la sostenibilidad en la medida en que las dimensiones en consideración, dentro del espacio geográfico analizado estén mejorando o al menos manteniéndose. De esta manera, el manejo forestal puede contribuir al desarrollo sostenible si se orienta debidamente y considera todas las dimensiones.

Müller (1996) considera que el concepto de sostenibilidad abarca tres dimensiones: la sostenibilidad ecológica, la económica y la social. Es por ello que el monitoreo del manejo forestal sostenible deben considerar los tres tipos de sostenibilidad. Una herramienta utilizada con este fin son los estándares para el manejo forestal sostenible compuestos por principios, criterios e indicadores (PC&I).

El esquema jerárquico de PC&I como herramienta para evaluar la sostenibilidad del manejo forestal
Un estándar, o marco jerárquico, subdivide nivel por nivel un objetivo en parámetros que puedan ser manejados o evaluados (Pedroni y de Camino 2001). En este estudio, el objetivo es el manejo forestal sostenible. El modelo de jerarquía utilizado tuvo como base el propuesto por Lammerts van Bueren y Blom (1997,

Fig. 1), quienes definen los principios, criterios, indicadores, verificadores y normas de la siguiente manera:

- Principio (P) es una ley o regla que sirve como base de razonamiento y acción; tiene un carácter de objetivo.
- Criterio (C) situación o aspecto del proceso dinámico de un sistema.
- Indicador (I) es un parámetro cuantitativo o cualitativo que puede ser evaluado en relación con un criterio; mide un atributo.
- Verificador (V) es la fuente de información para el indicador o para el valor de referencia del indicador.
- Norma (N) es el valor de referencia del indicador, establecido para usarlo como regla o base de comparación.

Área de estudio

Estado de Guerrero

El Estado de Guerrero (Fig. 2) tiene 64.282 km² y se extiende a lo largo del litoral pacífico, al sur de la república mexicana. Cuenta con tres millones de habitantes, de los cuales la mitad vive en localidades de menos de 2500 habitantes. Guerrero ocupa el octavo lugar en riqueza forestal del país. Según el Inventario Nacional Forestal de 1994, existen 1,9 millones de hectáreas en ecosistemas templado-frío, donde se ubican los bosques de pino, encino y mixtos de pino y encino. Aquí se localiza la principal fuente estatal de madera, con una existencia de madera en rollo de unos 150 millones de metros cúbicos (CCFEG 2000).

Ejidos analizados

En este trabajo se estudiaron 16 ejidos ubicados en cinco municipios de las regiones Costa Grande y Tierra Caliente, Estado de Guerrero. Los ejidos fueron elegidos de manera que estuvieran ubicados en una zona compacta, y clasificados por la CONAFOR con distintos niveles de desarrollo forestal, con el propósito de hacer comparaciones entre ellos.

Metodología

Junto con representantes de los grupos de interés identificados dentro del sector forestal de la región, se construyó un modelo del manejo forestal comunitario. Con base en la metodología de CIFOR (1999) y con el apoyo de 12 expertos de diferentes disciplinas, se estableció el conjunto de principios, criterios e indicadores (estándar) que describiera el manejo forestal comunitario, asignando pesos a cada criterio e indicador. Después, se elaboró un protocolo para recopilar la información relacionada con cada indicador en el estándar por medio de entrevistas a los principales actores y visitas a las áreas de producción de los 16 ejidos evaluados. Cada ejido recibió una calificación de 0 a 3 para cada indicador evaluado; donde 0 correspondía a la calificación más baja y 3 a la más alta.

La información cualitativa de los ejidos se sistematizó por criterio en forma narrativa (Morán et ál. 2006). De esta forma se evaluó cómo puede afectar el marco institucional al manejo forestal comunitario en los ejidos; también se identificaron los beneficios que reciben los ejidos que hacen manejo forestal, en comparación con los que no manejan sus recursos. Con la información cuantitativa se obtuvieron índices que resumían la sostenibilidad forestal en cada ejido (Garay 2004):

Índice de sostenibilidad =

$$\frac{\sum_{i=1}^q V_i \times \beta_f}{\sum_{i=1}^q \beta_f}$$

Donde,

i = es el número de parámetros, que van de 1 hasta q

β_f = el peso específico final del indicador i

V_i = la calificación de campo del indicador

Para cada ejido se hizo una gráfica que muestra el avance en cada uno de los criterios evaluados; esto permitió comparar fácilmente de forma visual el estado de todos los ejidos. Mediante un análisis de correlaciones canónicas (Morán et ál. 2006), se asociaron los indicadores de capacidades humanas y organizativas con el estado del bosque y su manejo; esto con el fin de identificar los factores críticos que influyen en que se haga un buen manejo del bosque. Finalmente, para caracterizar grupos de ejidos y analizar debilidades grupales, se diseñó una tipología de los ejidos evaluados.

Resultados y discusión

Estándar para evaluar el manejo forestal comunitario

El estándar para evaluar el manejo forestal comunitario se compuso de tres principios, 17 criterios y 60 indicadores. Con el principio uno (*El marco institucional favorece el manejo forestal sostenible*) se midió todo aquello que está en el entorno,

fuera del alcance de la unidad de manejo comunitaria. El principio dos (*La gestión de los recursos forestales genera beneficios a la comunidad*) midió el capital social que permitía ejercer el manejo forestal sostenible y los beneficios provenientes de este manejo. El principio tres (*El manejo del bosque mantiene la integridad de los ecosistemas*) midió aspectos biofísicos del manejo del bosque y el estado en que se encontraba.

En cuanto al carácter del principio dos, no se asumió de antemano que para que la gestión fuera sostenible, la comunidad debía convertirse obligatoriamente en empresaria, sino que con base en un taller con los representantes de las comunidades evaluadas se dieron elementos para considerar que la gestión empresarial podría ayudar a disminuir el grado de marginación.

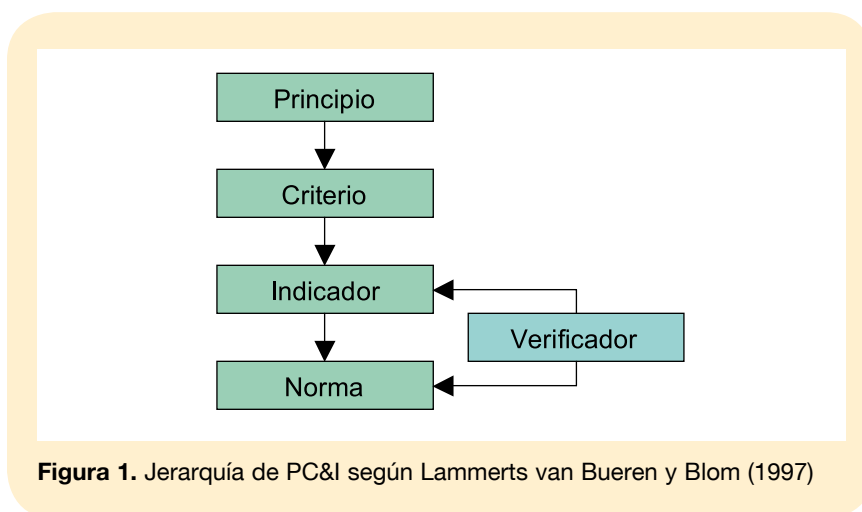


Figura 1. Jerarquía de PC&I según Lammerts van Bueren y Blom (1997)



Figura 2. Localización del Estado de Guerrero, México.

El marco institucional en el manejo forestal comunitario

La evaluación del marco institucional arrojó diversas carencias que algunos autores, como Forster et ál. (2004), reconocen como amenazas para el desarrollo de las comunidades forestales. Se encontró que a pesar del potencial forestal del Estado de Guerrero, no existía un marco institucional favorable, empezando por la carencia de un plan estratégico, falta de ordenamiento de la superficie del Estado, ausencia de centros de formación de profesionales forestales, información escasa y dispersa, políticas fiscales poco favorables, deficiencias en las labores de inspección y vigilancia, exceso de burocracia y poca infraestructura social.

No obstante, el impacto de las políticas públicas en las comunidades y sus prácticas de uso del bosque dependen en cierta medida de las capacidades presentes en las comunidades (Merino 2004). En este estudio se observaron ejidos que bajo el mismo marco institucional, e inclusive dentro de la misma organización social, estaban en situaciones muy diferentes; por ejemplo, El Balcón cuenta con una empresa forestal exitosa, en tanto que La Trinidad está deshabitado a causa de los problemas relacionados con el manejo forestal. Es decir que los efectos del marco institucional dependen de que las comunidades dispongan de capital social e instituciones consolidadas para acceder a los estímulos de las políticas de fomento forestal, mitigar desincentivos o contener el cambio de uso de suelo (Merino 2004).

Beneficios de la gestión de los recursos forestales en los ejidos

Fue evidente la diferencia entre los ejidos que hacen manejo forestal y los que no. Algunas características observadas en los ejidos que no hacen manejo forestal son:

- Conflicto latente por los recursos forestales
- Marginación en los espacios de participación relacionados con el manejo de los recursos forestales
- Ausencia de beneficios por ingresos económicos, transporte u obras sociales generados de las utilidades de la actividad forestal
- No generación de empleos por la actividad forestal
- Ausencia de ordenamiento del área forestal
- Falta de adherencia a las normas de uso de los recursos forestales por parte de la comunidad
- Pocas posibilidades de conservar el bosque por no tener un valor económico tangible, a pesar de las prácticas de prevención y combate de incendios y reforestaciones.

Índices y gráficas de sostenibilidad

Los índices de sostenibilidad sintetizaron la sostenibilidad del manejo forestal en los ejidos. En el Cuadro 1 se muestra la clasificación de los ejidos utilizando un solo índice resumen. De los 16 ejidos evaluados solo uno se consideró que avanza hacia la sostenibilidad, tres requie-

ren atención inmediata y los demás tuvieron un desempeño regular.

Por su parte, las gráficas de sostenibilidad (se presentan tres ejemplos en la Fig. 3) reflejaron más detalladamente las debilidades y fortalezas de cada ejido, con base en cada criterio analizado. De manera general, los criterios más débiles fueron: prácticas de manejo (3.2), medidas para disminuir incendios y plagas (3.3), seguridad laboral (2.7), medidas administrativas (2.5) y capacitación (2.3).

Asociación entre el manejo del bosque y el capital social en el ejido

Se encontró una correlación entre el principio tres y el principio dos ($r^2=0.97$). Esto significa que el manejo del bosque, básicamente explicado por la aplicación de prácticas de manejo y de aprovechamiento de impacto reducido (criterio 3.2), se relaciona con la existencia de medidas para asegurar la rentabilidad a largo plazo de la empresa forestal (criterio 2.5) y de la existencia de mecanismos de seguridad social y laboral (criterio 2.7). Esta relación se debió a que el criterio 2.5 conside-

Cuadro 1.

Clasificación de los ejidos con base en el índice de sostenibilidad

Índice	Ejidos	Explicación
2.8	El Balcón	Desempeño satisfactorio. El manejo forestal en el ejido tiende hacia la sostenibilidad.
2.2	Cuatro Cruces	Desempeño regular. Vale la pena reforzar los aspectos que se incluyen en algunos criterios*.
2.1	Cordón Grande	
2.0	Bajitos de la Laguna	
1.9	Bajos de Balzamar	
1.9	San Antonio Texas	
1.9	Durazno	
1.9	Platanillo	
1.8	Fresnos de Puerto Rico	
1.7	Pitos, Pitales y Letrados	
1.7	El Coacoyul	
1.7	Las Humedades	
1.6	Corrales	
0.8	El Porvenir	Desempeño deficiente. Unidades de manejo no sostenibles.
0.8	Vallecitos de Zaragoza	
0.7	La Trinidad	

* Los criterios débiles se ilustran en las gráficas de sostenibilidad de cada ejido.

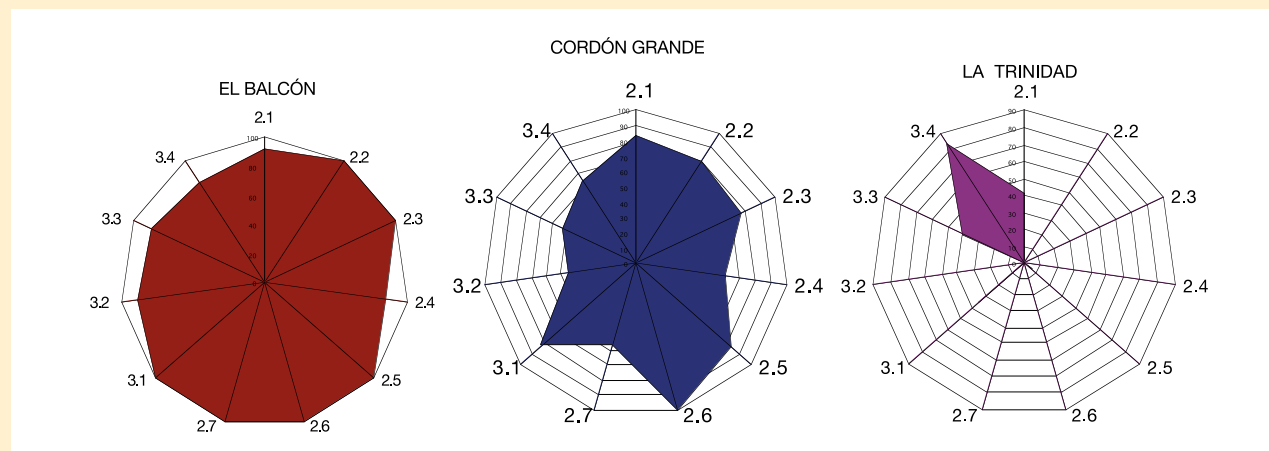


Figura 3. Gráficas de sostenibilidad de los ejidos El Balcón, Cordón Grande y La Trinidad. Los criterios analizados fueron: 2.1 Hay condiciones de estabilidad que permiten el manejo del bosque; 2.2 La comunidad percibe los beneficios de las actividades forestales; 2.3 Existen capacidades humanas para asumir y ejecutar el manejo forestal sostenible; 2.4 La empresa forestal se orienta hacia la diversificación productiva y el óptimo procesamiento de los productos; 2.5 La empresa forestal toma medidas para asegurar la rentabilidad a largo plazo; 2.6 La empresa establece mecanismos contractuales para dar seguridad a la gestión del manejo; 2.7 Se cuenta con mecanismos de seguridad en las actividades de manejo y transformación; 3.1 El uso de la tierra y el manejo de los recursos forestales obedecen a una planificación previa; 3.2 Se establecen prácticas de manejo y aprovechamiento de impacto reducido; 3.3 Se toman medidas para reducir el riesgo de desastres por incendios y plagas o enfermedades forestales; 3.4 Se mantiene o aumenta la cobertura forestal.

raba si la empresa tomaba medidas para invertir en actividades de manejo sin depender de incentivos externos y si la organización interna de la empresa facilitaba la ejecución de las actividades de manejo. Por otra parte, la presencia de mecanismos de seguridad social y laboral (criterio 2.7) podría ser un reflejo del grado de organización y estabilidad de la empresa forestal (criterio 2.5).

Lo anterior tiene implicaciones en la definición de estrategias de desarrollo forestal, ya que si el manejo forestal mejora con una adecuada distribución de puestos, registros y controles contables confiables, así como con reinversiones de la misma empresa en su capital físico, humano y natural, estas se debieran atender de manera prioritaria.

Tipologías

La segregación de los ejidos en el dendrograma de este análisis (Fig. 4) obedeció a varios factores. Uno de los más importantes tuvo que ver con

la existencia de aserradero y otros como la ocupación de los empleos por gente de la comunidad, el uso de los residuos de aprovechamientos forestales, la organización interna y el control administrativo en la empresa, la presencia de seguridad social y el respeto a las áreas de importancia ecológica. Los grupos formados coincidieron con la separación derivada de los índices de sostenibilidad.

Las debilidades de los grupos con desempeño regular y de atención inmediata eran abundantes, por lo que fue difícil recomendar inversiones específicas para cada grupo. Por ello, no se vio conveniente crear planes de inversión por tipología, sino individuales. A pesar de ello, la tipología podría ser muy útil para diferenciar la forma de aplicar los programas de apoyo; es decir que si los programas de incentivos aplican las mismas reglas de operación para todos los tipos de ejidos por igual, se corre el riesgo de marginar a los ejidos más débiles, cuya desorgani-

zación les dificulta cumplir ciertas condiciones de los programas.

Conclusiones

- Al evaluar la sostenibilidad del MFC en los ejidos del Estado de Guerrero, se encontró que el marco institucional presenta múltiples debilidades.
- Las comunidades que no hacen manejo forestal carecen de beneficios sociales y ambientales provenientes directa e indirectamente del bosque, en comparación con los ejidos que sí gestionan sus recursos forestales.
- Las áreas que mostraron mayor debilidad fueron: prácticas de manejo, medidas para disminuir incendios y plagas, seguridad laboral, medidas administrativas y capacitación.
- El manejo del bosque en los ejidos se relaciona con la distribución de funciones dentro de la empresa, la presencia de control contable y el mantenimiento de registros, la reinversión de capital en el mismo

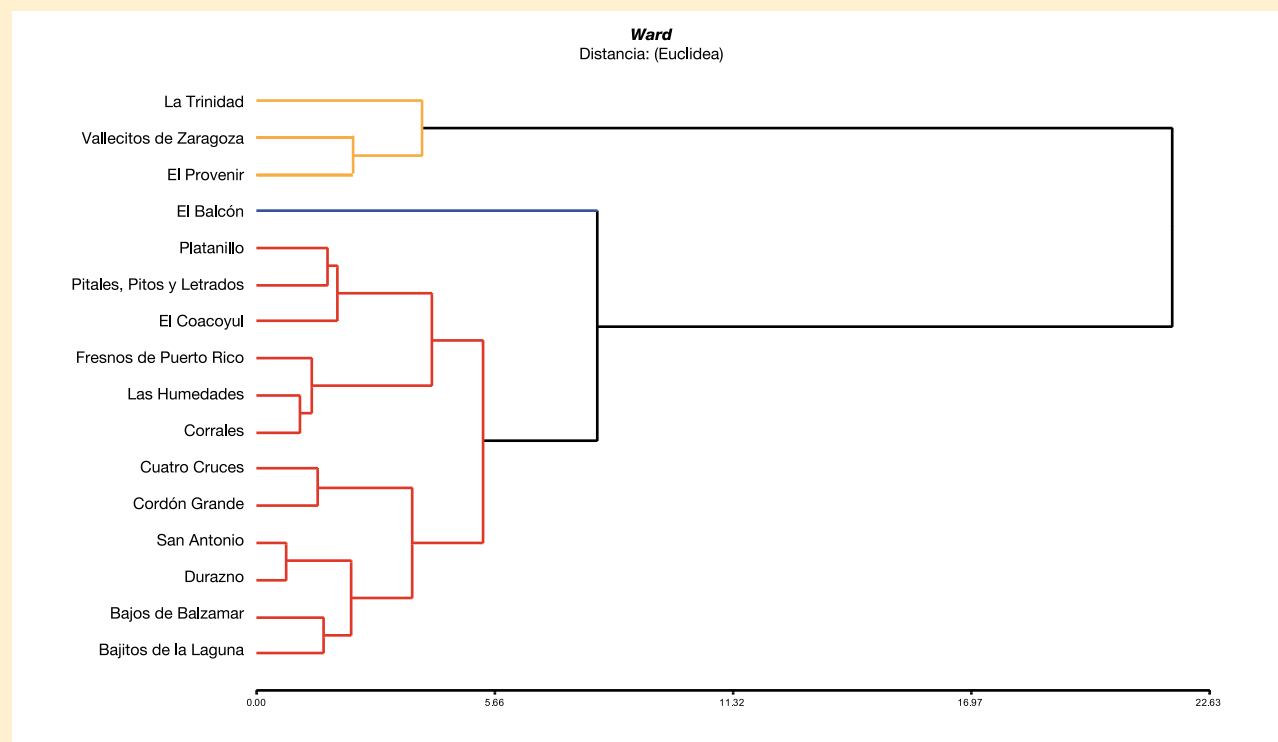


Figura 4. Dendrograma resultante usando los criterios de los principios 2 y 3 (se identifican 3 grupos)

manejo forestal y la presencia de mecanismos de seguridad social. Estos factores son de atención prioritaria.

■ A pesar de que no permitió formular un plan de inversiones por grupos, la tipología diseñada podría ayudar a diferenciar la

forma de aplicar los programas de incentivos con el propósito de no dejar por fuera a los más débiles. 🌱

Literatura citada

- Bray, D; Merino, L. 2004a. Los bosques comunitarios de México, logros y desafíos. Ford Foundation, The William and Flora Hewlett Foundation, SEMARNAT, CONAFOR, Florida International University, CCMSS, Forest Trends, Instituto de Investigaciones Sociales-Universidad Autónoma de México, CIDE. 31 p.
- _____; Merino, L. 2004b. La experiencia de las comunidades forestales en México. SEMARNAT, INE, CCMSS. 269 p. Disponible en: http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=431&id_tema=17&dir=Consultas
- CCFEG (Consejo Consultivo Forestal del Estado de Guerrero). 2000. Programa de Desarrollo Forestal Sustentable del Estado de Guerrero (1999-2005). Chilpancingo, México, Gobierno del Estado de Guerrero, SEMARNAT. 45 p.
- CIFOR (Center for International Forestry Research). 1999. The CIFOR criteria and indicators generic template. Jakarta, IN. The Criteria and Indicators Toolbox Series No. 2. 53 p.
- Forster HR, A; Argüelles, A; Aguilar, N; Kaatz, S. 2004. Opciones y barreras de mercado para madera aserrada de Michoacán, Oaxaca, Guerrero, Campeche y Quintana Roo. Estudio preparado para Forest Trends. Universidad de Quintana Roo, Tropical Rural Latinoamericana A.C. 72 p.
- Garay R, ME. 2004. Impacto socioeconómico del pago de servicios ambientales y la certificación forestal voluntaria como mecanismos que promueven la sostenibilidad del manejo forestal en Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 148 p.
- Lammerts van Bueren, E; Blom E, M. 1997. Hierarchical Framework for the formulation of sustainable forest management standards. Principles criteria indicators. Holanda, The Tropenbos Foundation. 82 p.
- Merino, L. 1998. Las condiciones sociales del uso de los bosques en México. Congreso Nacional Políticas de Ajuste Estructural en el Campo Mexicano; Efectos y Respuestas. Querétaro, MX, 1-4 marzo 1998.
- _____. 2004. Conservación o deterioro. El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en los usos de los bosques en México. México, SEMARNAT, INE, CCMSS. 331 p.
- Morán M, M; Carrera, F; Campos Arce, JJ; Louman, B; Delgado, D; Galloway, G. 2006. Herramientas para la evaluación de la sostenibilidad del manejo forestal comunitario en Guerrero, México. Turrialba, CR, CATIE. 52 p. (Serie Técnica. Informe Técnico no. 345. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 31).
- Müller, S. 1996. ¿Cómo medir la sostenibilidad? Una propuesta para el área de la agricultura y de los recursos naturales. San José, CR, IICA, BMZ/GTZ. 55 p.
- Pedroni, L; de Camino, R. 2001. Un marco lógico para la formulación de estándares de manejo forestal sostenible. Turrialba, CR, CATIE. 38 p. (Serie técnica. Informe técnico. No. 317. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales. Publicación No. 19)
- SRA (Secretaría de la Reforma Agraria). 1992. Ley Agraria. Diario Oficial de la Federación. México. Febrero 26.

Lluvia de semillas y sus agentes dispersores en plantaciones forestales de nueve especies nativas en parcelas puras y mixtas en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica

Carolina Orozco Zamora

*Escuela de Ciencias Ambientales,
Universidad Nacional de Costa Rica,
Heredia, Costa Rica
orozco_zamora@costarricense.cr*

Florencia Montagnini

*Yale University, School of Forestry and
Environmental Studies, USA. florencia.
montagnini@yale.edu*

Las plantaciones favorecen la regeneración natural de especies arbóreas. La cercanía o la distribución espacial en la matriz del paisaje desempeña un papel importante con respecto a los tratamientos que atraen más dispersores de semillas. Cuanto más cerca se encuentre cualquier tipo de vegetación, ya sea plantaciones mixtas o puras, del bosque primario o secundario, mayor es la probabilidad que estos sitios tengan mayor abundancia, riqueza de semillas y más agentes dispersores.



Fotos: Carolina Orozco Zamora.

Resumen

La falta de agentes dispersores de semillas puede ser un impedimento importante para la regeneración de bosques degradados. Las plantaciones forestales pueden facilitar la sucesión secundaria de bosques atrayendo agentes dispersores de semillas de bosques cercanos. Se realizó un estudio de lluvia de semillas en parcelas puras y mixtas y sus agentes dispersores en tres plantaciones forestales de especies nativas en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica, de julio a diciembre del 2004. Las trampas de semillas se colocaron en los tratamientos de *Vochysia guatemalensis*, *Calophyllum brasiliense*, *Jacaranda copaia*, *Dipteryx panamensis*, *Terminalia amazonia*, *Virola koschnyi*, *Balizia elegans*, *Hieronyma alchorneoides* y *Vochysia ferruginea* en parcelas puras y mixtas y en tratamientos de regeneración natural. El tratamiento con mayor abundancia de semillas fue *B. elegans* (5.552) seguido de *D. panamensis* (2263) y *J. copaia* (2.091). La menor abundancia se dio en *C. brasiliense* (56), control 2 (353) y el tratamiento Mixto 2 (389). La especie de semillas más abundante en general para todos los tratamientos en conjunto fue *Miconia* spp. (14.492) *Psychotria bracheata* (2252), especies de la familia Poaceae (1.346), todas estas especies de estados de tempranos de sucesión. La mayor riqueza de especies de semillas se dio en el tratamiento de *J. copaia* y *H. alchorneoides*, la menor en los tratamientos de regeneración natural. Los agentes dispersores por orden de importancia para todas las semillas encontradas fueron aves y mamíferos en conjunto, aves y finalmente viento. Los tratamientos de regeneración natural presentaron más semillas dispersadas por viento que los tratamientos de plantaciones. Aparentemente, no sólo la variabilidad del hábitat en las plantaciones mixtas es importante para los agentes dispersores, sino también la cercanía o la distribución espacial que poseen los tratamientos con respecto a las áreas de bosque secundario.

Palabras claves: Bosque secundario; plantación forestal; diseminación de semillas; reforestación; regeneración natural; Estación Biológica La Selva; Costa Rica.

Summary

Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of nine native species at La Selva Biological Station, Costa Rica. Lack of seed dispersal can be an important obstacle to natural regeneration of degraded forests. Tree plantations can facilitate secondary forest succession by attracting seed dispersal agents from nearby forests. We studied seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica from July to December 2004. Seed traps were placed in pure plantations of *Vochysia guatemalensis*, *Jacaranda copaia*, *Calophyllum brasiliense*, *Dipteryx panamensis*, *Terminalia amazonia*, *Virola koschnyi*, *Balizia elegans*, *Hieronyma alchorneoides*, *Vochysia ferruginea*, and mixed plantations and natural regeneration (control) plots. Plantations of *B. elegans* (5552), *D. panamensis* (2263), and *J. copaia* (2,091) had the greatest total seed abundance; treatments with the least total seed abundance were *C. brasiliense* (56), control 2 (353) and Mixed Species 2 (389). Plantations of *J. copaia* and *H. alchorneoides* had the greatest seed species richness, while the lowest seed species richness was found in the control treatments. The most abundant seeds were those of *Miconia* spp. (14.492), *Psychotria bracheata* (2252), and the Poaceae family (1346), all species from early successional stages. The most important dispersal agents for all seeds were birds and mammals taken together, followed by birds and finally wind. The natural regeneration treatments had more seeds dispersed by wind than the plantation treatments. Apparently, not only the heterogeneity of the habitat is important in attracting seed dispersal agents to the mixed plantations, but also the proximity of the treatments to areas of surrounding secondary forests.

Keywords: Secondary forest; plantation; dissemination of seeds; reforestation; natural regeneration; La Selva Biological Station; Costa Rica.

Introducción

Las plantaciones forestales de especies nativas contribuyen a mejorar tierras degradadas por la agricultura y la ganadería, reduciendo la erosión y aumentando la fertilidad de los suelos. Numerosos estudios realizados en plantaciones de especies nativas y exóticas han demostrado que en el sotobosque de las plantaciones se puede encontrar una gran diversidad de especies (Guariguata et ál.1995; Keenan et ál.1999; Cusack y Montagnini 2004). Por ejemplo, en el sudeste asiático Kuusipalo et ál. 1995 encontraron una emergencia espontánea y rápida de especies arbóreas indígenas bajo plantaciones exóticas mientras que Da Silva Junior et ál. (1995) encontraron en una plantación de *Eucalyptus grandis* con 10 años de edad comunidades de plantas de una etapa avanzada de sucesión. Otros estudios han demostrado que las plantaciones forestales mixtas tienen una mayor regeneración y diversidad de especies en el sotobosque que plantaciones puras, al crear una mayor variabilidad de condiciones de hábitat y de microclima, que favorecen a los dispersores y a la adaptabilidad de especies para la germinación y crecimiento (Guariguata et ál. 1995; Carnevale y Montagnini 2002).

La regeneración de especies arbóreas es influenciada directamente por la lluvia de semillas (caída libre) y por la dispersión de semillas por vertebrados y el viento. En bosques tropicales húmedos, la mayoría de los pasos en la reproducción de las plantas (polinización, producción de frutos y semillas, dispersión y depredación de semillas, germinación y reclutamiento) involucran fuertemente interacciones con animales (Murcia 1996; Arias 2000). La dispersión de semillas por medio de animales puede ser cuantificada en términos de efectividad de dispersión (la contribución que

un dispersor hace a la futura reproducción de una planta) (Guariguata et ál. 2000).

La presente investigación tuvo como objetivo estimar la abundancia y riqueza de especies de semillas, y conocer cuáles son sus principales agentes dispersores, en tres plantaciones con especies nativas, con tratamientos de parcelas puras, mixtas y de regeneración natural.

Las hipótesis fueron:

- 1) En los tratamientos de parcelas puras (PP) existe mayor riqueza y abundancia de semillas que en las parcelas de regeneración natural (PR) debido a que las plantaciones tienen una estructura compleja que puede ofrecer un hábitat y condiciones más favorables para los dispersores de semillas.
- 2) En el sotobosque de las parcelas mixtas (PM) existe mayor riqueza de semillas que en las PP y las PR debido a que las PM son más heterogéneas estructuralmente.
- 3) En las plantaciones puras y mixtas la dispersión de semillas es principalmente por medio de vertebrados como murciélagos y aves y en las PR el principal agente dispersor es el viento.

Metodología

Descripción del área de estudio

Este trabajo se realizó en la Estación Biológica La Selva, ubicada en la vertiente Atlántica de Costa Rica (10°26'N, 86°59'O). La temperatura media anual es de 24°C con una precipitación media anual de 4000 mm. En la década de los años 1950 los terrenos del área experimental utilizada para este estudio fueron deforestados y posteriormente utilizados para la producción de arroz por un periodo de 5 años. Seguidamente el área fue quemada para dar paso a la siembra de pasto con fines de producción ganadera hasta 1981. Los terrenos permanecieron abandonados hasta 1991, momento en el cual se comenzó con el establecimiento de tres plantaciones experimentales

de especies nativas, mixtas y puras, con el fin de realizar estudios de crecimiento, productividad y circulación de nutrientes (Montagnini 1994; Montagnini et ál. 1995).

Diseño de las plantaciones

Para cada una de las tres plantaciones se combinaron cuatro especies arbóreas de las cuales al menos una era fijadora de nitrógeno. Asimismo se combinaron especies de crecimiento rápido y especies de crecimiento relativamente lento en cada una de las tres plantaciones. Además las especies fueron combinadas para obtener diferentes patrones de ramificación, tamaño y forma de la corona (Montagnini et ál. 1995).

Las tres plantaciones fueron diseñadas en bloques completos al azar con cuatro repeticiones. Cada parcela era de 32 metros x 32 metros con una densidad inicial de 2 m x 2 m, y a los seis años de establecidas fueron raleadas a 4 m x 4 m. Cada plantación está compuesta por seis tratamientos: cuatro especies en parcelas puras, una mezcla de las cuatro especies, y un tratamiento de regeneración natural o control. Uno de los tratamientos en cada plantación tuvo una alta mortalidad por ende estos no fueron muestreados. Los tratamientos evaluados en la plantación 1 fueron *Vochysia guatemalensis* (VG), *Calophyllum brasiliense* (CB), *Jacaranda copaia* (JC), parcelas mixtas (PM), y parcelas de regeneración natural (PR). En la plantación 2 los tratamientos estudiados fueron *Dipteryx panamensis* (DP), *Terminalia amazonia* (TA), *Virola koschnyi* (VK), PM y PR. En la tercera plantación los tratamientos evaluados fueron *Balizia elegans* (BE), *Hieronyma alchorneoides* (HA) y *Vochysia ferruginea* (VF), PM y PR. En total los tratamientos evaluados fueron 15, cada uno con 4 repeticiones para un total de 60 parcelas.

Muestreo de semillas

Para la estimación de la lluvia de semillas en cada tratamiento y repetición se colocó una trampa de 1 m² a una altura de 1 m en el centro de cada parcela, siguiendo la metodología empleada por Mariscal (1998). Las trampas tenían un fondo de tela de cedazo con apertura de 2 mm x 2 mm. La recolección de las semillas se realizó cada 15 días, comenzando en julio y finalizando en diciembre de 2004, para un total de 6 meses muestreados.

Las muestras se colocaron en bolsas de papel y se llevaron a un horno de secado a una temperatura de 65°C por tres días. Luego del secado, las semillas se separaron con el uso de tamices de diferentes tamaños. Por último se procedió a separar las semillas por especie y a contabilizar el número de cada una de ellas por tratamiento. Seguidamente se identificaron en la Estación Biológica La Selva.

Con la lista de especies de semillas obtenidas se procedió a buscar su síndrome de dispersión, estado de sucesión ecológica y forma de vida. La búsqueda se realizó en literatura existente y bases de datos de la Estación Biológica la Selva y por medio de consultas a los investigadores Luis Poveda y Pablo Sánchez del herbario Juvenal Valerio de la Universidad Nacional de Costa Rica. Además aunque no era parte principal de este estudio, se realizaron observaciones de las especies de vertebrados que se encontraban en las parcelas constantemente durante la recolección de las muestras de semillas.

Análisis de datos

Las variables analizadas fueron la abundancia definida como el número total de semillas colectado en el periodo de seis meses por tratamiento. El número de especies se obtuvo para cada tratamiento. Primero se realizó una matriz de los datos obtenidos de todas las especies y los tratamientos. Esta matriz se utilizó para

obtener los índices de diversidad de Shannon Wiener, número de especies, Equitability J (simple); esto con el programa Diversity Species & Richness 3.02 (Henderson y Seaby 2002). El índice de Shannon Wiener concede mayor importancia a las especies raras, este índice aumenta con el número de especies en una comunidad. El índice Equitability J (simple) muestra la distribución de individuos entre especies. Cuanto más se aproxime al valor de uno las especies son más uniformemente distribuidas en la muestra.

El índice de dominancia de Simpson muestra la concentración de dominancia puesto que conforme aumenta el valor se incrementa la dominancia por parte de una o pocas especies. Este índice se calculó con la siguiente fórmula: (Browe et ál. 1990).

$$\text{Simpson index} = \frac{\sum x^i (x^i - 1)}{N^1 (N^1 - 1)}$$

Para todas las variables se realizó una prueba de normalidad de Shapiro – Wilks en el programa Infostat/profesional 1.1 (InfoStat 2002). Los valores de P obtenidos, como fueron menores a 0,05 quiere decir que no hubo una distribución normal entre los tratamientos y por lo tanto se procedió a realizar un análisis de varianza no paramétrico a una vía de clasificación (Prueba de Kruskal Wallis).

Resultados

Abundancia de semillas

El total de semillas colectadas durante los seis meses de muestreo en las tres plantaciones fue de 21.729 (Cuadro 1). Al analizar la abundancia de semillas en el periodo muestreado no se encontraron diferencias estadísticamente significativas. Aun así es importante mencionar que los tratamientos con mayor abundancia fueron *Balizia elegans* (5552 semillas), seguida por *Dipteryx panamensis* (2263) y *Jacaranda copaia* (2091)

Cuadro 1.

Promedio de la densidad de semillas, número de especies, desviación estándar y abundancia total, para todos los tratamientos en el periodo de los seis meses muestreados.

Tratamiento	Promedio densidad semillas (m ²)	Desviación estándar (DE)	No. de especies (m ²)	Desviación estándar (DE)	Abundancia total
<i>Jacaranda copaia</i>	522,75	252,05 ab	12,50	2,38 a	2091
<i>Calophyllum brasiliense</i>	18,67	17,56 b	3,33	1,53 def	56
<i>Vochysia guatemalensis</i>	291,75	523,22 b	6,75	2,99 abcd	1168
Mixta 1	347,25	274,07 ab	9,25	4,57 abc	1389
Regeneración 1	209	338,79 a	3,25	2,87 def	836
<i>Terminalia amazonia</i>	277,25	152,54 b	6,00	2,31 abcd	1109
<i>Virola koschnyi</i>	327,50	535,17 ab	5,25	0,96 bcde	1330
<i>Dipteryx panamensis</i>	565,75	665,27 ab	5,25	0,50 bcde	2263
Mixta 2	97,50	80,60 b	6,25	2,06 abcd	389
Regeneración 2	88,25	163,25 b	1,75	1,50 ef	353
<i>Balizia elegans</i>	1388	1466,08 a	6,50	1,91 abcd	5552
<i>Hieronyma alchomeoides</i>	347,50	289,54 ab	9,25	2,36 ab	1390
<i>Vochysia ferruginea</i>	270,50	265,72 b	4,50	1,29 cdef	1082
Mixta 3	430,25	647,79 ab	6,75	3,10 abcd	1721
Regeneración 3	250	330,36 b	1,25	0,96 f	1000
Total					21.729

Letras distintas indican diferencias significativas (p <= 0,05)

y los de menor abundancia fueron *Calophyllum brasiliense* (56), Regeneración 2 (353), Mixta 2 (389) y Regeneración 1 (836) semillas (Cuadro 1).

Composición y riqueza de especies de semillas

En las tres plantaciones se encontraron 63 especies de semillas de

las cuales 18 especies no se pudieron identificar debido al estado de deterioro en que se encontraban (Cuadro 2). Las semillas más abundantes en el muestreo fueron *Miconia* spp. (14.492), seguidas por *Psychotria bracheata* (2.252), y la familia Poaceae (1.346) (Cuadro 2).

Las diferencias en la riqueza de semillas entre tratamientos

para el periodo muestreado fueron estadísticamente significativas ($F= 5.03$, $DF=14$, $P = 0.0006$). El tratamiento de mayor riqueza fue *J. copaia* seguido de *H. alchorneoides*. Los tres tratamientos de regeneración natural (control) junto con *C. brasiliense* y *D. panamensis* fueron diferentes de *J. copaia* (Cuadro 1).

Cuadro 2.

Especies y familias de semillas con el agente dispersor, sucesión ecológica, forma de vida y abundancia de semillas encontradas en los seis meses de muestreo para todos los tratamientos. Definiciones de los estados de sucesión ecológica basadas en Finegan (1992) y comunicación personal de Luis Poveda¹. La información sobre la forma de vida de las especies fue obtenida de Chazdon et al. (2003) y comunicación personal con Luis Poveda.

Especie	Familia	Agente dispersor	Estado de sucesión ecológica	Forma de vida	No. de semillas
<i>Acalypha</i> spp.	Euforbiaceae	O	Charrales y potreros	S	1
<i>Adelia triloba</i>	Euforbiaceae	M	Bosque secundario	L	31
Araceae 1	Araceae	BM	Variado	P o H	1
<i>Aristolochia sprecia</i>	Aristolochiaceae	W	Bosque secundario y bosques alterados	Be	180
<i>Byrsonima cryspa</i>	Malpighiaceae	M	Bosque secundario avanzado	C	8
<i>Cecropia obtusifolia</i>	Cecropiaceae	BMW	Bosque secundario	C	492
<i>Cissampelos</i> spp.	Menispermaceae	BM	Charrales y potreros	L	1
<i>Cissus verticillata</i>	Vitaceae	O	Charral, bosque secundario	VN	41
<i>Clusia stenophylla</i> ?	Clusiaceae	B	Bosque secundario	MT	2
<i>Costus</i> spp.	Zingiberaceae	B	Bosque secundario	G	587
Cucurbitaceae spp. 1	Cucurbitaceae	BM	Variado, pero más en charral	TR	31
Cucurbitaceae spp. 2	Cucurbitaceae	BM	Variado, pero más en charral	TR	5
Cucurbitaceae spp. 3	Cucurbitaceae	BM	Variado, pero más en charral	TR	1
Cucurbitaceae spp. 4	Cucurbitaceae	BM	Variado, pero más en charral	TR	6
<i>Dendropanax arboreus</i>	Araliaceae	BM	Bosque secundario	C	117
<i>Ficus insipida</i> (L)	Moraceae	BM	Variado	C	66
<i>Ficus</i> spp.	Moraceae	BM	Variado	C	258
<i>Gouania polygama</i>	Rhamnaceae	W	Bosques secundarios y bosques alterados	B	4
<i>Guatteria diospiroides</i>	Annonaceae	BM	Bosque secundario	MT	6
<i>Hampea appendiculata</i>	Malvaceae	BM	Bosque secundario	C	25
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	Euforbiaceae	O	Bosque secundario avanzado	C	273
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae (Mimosoidea)	M	Bosque secundario avanzado	C	9
<i>Manettia</i> spp.	Rubiaceae	O	Bosques secundario	G	1
<i>Miconia</i> spp.	Melastomataceae	BM	Bosques secundarios, bosques alterados y charrales	MT	14.492
<i>Ocotea meziana</i>	Lauraceae	BM	Bosque secundario y avanzado	C	2
<i>Palicourea guianensis</i>	Rubiaceae	B	Bosque secundario	MT	993
<i>Plukenetia espiptata</i>	Euforbiaceae	O	Bosque secundario	L	17
Poaceae 1	Poaceae	O	Charrales y potreros	G	1346
Poaceae 2	Poaceae	O	Charrales y potreros	G	20
<i>Psychotria bracheata</i>	Rubiaceae	B	Bosque secundario	MT	2252
<i>Renealmia alpinia</i>	Zingiberaceae	B	Bosque secundario	G	15
<i>Ronilla pittieri</i>	Annonaceae	BM	Bosques poco alterados	C	30
Rubiaceae	---	V	Desconocido	UN	116
<i>Teramnus</i> spp.	Fabaceae-Papilionoidea	O	Charrales y potreros	TR	5
<i>Vigna</i> spp.	Fabaceae-Papilionoidea	O	Bosques secundarios y áreas abiertas	TR	1

Nota: 18 especies de semillas no identificadas

Abreviaturas (M) mamíferos, (BM) aves y mamíferos, (W) viento, (BMW) aves, mamíferos y viento, (O) otros, (V) varios, (B) aves, (S) arbusto, (L) liana, (P) parásita, (C) árbol de dosel, (CL) trepadora, (MT) árbol de dosel inferior, (G) hierba, (VN) bejuco, (H) epífita y (UN) desconocido.

¹ Luis Poveda. Marzo, 2006. Profesor Universidad Nacional, Herbario Juvenal Valerio, Heredia. Comunicación personal.

Índices de diversidad

La diversidad en los tratamientos fue medida con el índice de Shannon, el cual mostró una diferencia significativa marginal; los tratamientos de *H. alchorneoides* y *J. copaia* presentaron un valor mayor ($1,11 \pm 0,35 - 1,09 \pm 1,09$) seguido por *V. guatemalensis* ($0,91 \pm 0,56$). Estos tratamientos principalmente *H. alchorneoides* y *J. copaia* presentaron mayor número de especies de semillas (Cuadro 3) y muchas de estas especies son

catalogadas como especies raras que solamente fueron colectadas en estos tratamientos. Si observamos el índice de Simpson, que mide tanto la dominancia como la riqueza, tuvo un valor más alto, en orden los tratamientos de *T. amazonia*, *D. panamensis*, *B. elegans*, *V. ferruginea* y regeneración 3; esto sugiere que estos sitios presentan mayor número de especies dominantes que los tratamientos de *H. alchorneoides* y *J. copaia*, que al tener especies más dominantes son los que poseen

un índice de Equitabilidad menor entre 0,01 – 0,32 (Cuadro 3).

El tratamiento de *C. brasiliense* obtuvo menor índice de Simpson ($0,36 \pm 0,47$), pero el mayor valor del índice de Equitabilidad; sugiriendo que la mayoría de las especies de semillas posee una cantidad similar de individuos mientras que en los tratamientos de *T. amazonia*, *D. panamensis*, *B. elegans* existen unas especies mejor representadas que otras (Cuadro 3).

Cuadro 3.

Índices de diversidad de Shannon – Wiener, Simpson y Equitabilidad J (muestras) para todos los tratamientos (promedio y desviación estandar)

Tratamiento	Simpson index	DE	Shannon index	DE	Equitability J (simple)	DE
<i>Jacaranda copaia</i>	0,49	0,10	1,09	0,31	0,43	0,11
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0,36	0,47	0,83	0,66	0,73	0,44
<i>Vochysia guatemalensis</i>	0,50	0,33	0,91	0,56	0,57	0,39
Mixta 1	0,68	0,36	0,77	0,88	0,32	0,30
Regeneración 1	0,38	0,26	0,65	0,44	0,50	0,37
<i>Terminalia amazonia</i>	0,82	0,21	0,37	0,35	0,20	0,16
<i>Virola koschnyi</i>	0,61	0,35	0,40	0,67	0,46	0,37
<i>Dipteryx panamensis</i>	0,81	0,26	0,39	0,43	0,24	0,27
Mixta 2	0,57	0,28	0,87	0,49	0,48	0,27
Regeneración 2	0,47	0,41	0,43	0,50	0,39	0,45
<i>Balizia elegans</i>	0,78	0,38	0,42	0,65	0,26	0,41
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	0,48	0,17	1,11	0,35	0,50	0,12
<i>Vochysia ferruginea</i>	0,77	0,32	0,40	0,42	0,32	0,40
Mixta 3	0,67	0,22	0,68	0,40	0,37	0,21
Regeneración 3	0,75	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02

Agentes dispersores

Para el total de semillas de las tres plantaciones, según la literatura consultada, se obtuvo que 4.254 semillas son dispersadas por aves (i.e. *Palicourea guianensis*, *Psychotria bracheata*, *Hieronyma alchorneoides* y *Renealmia alpinia*). Es importante tener en cuenta que muchas semillas poseen más de un agente dispersor, como aves y mamíferos en el caso de semillas de las especies de *Miconia* sp., *Dendropanax arborea*, *Cecropia obtusifolia*, Cucurbitaceae, *Rollinia pittieri*, entre otras, de las cuales hubo 15.040 semillas con este agente dispersor (Cuadro 4).

El agente dispersor más importante fue el de la categoría de aves y mamíferos, seguido por las aves, y

Cuadro 4.

Porcentaje de dispersión por tratamiento para las tres plantaciones de especies nativas

Tratamiento	Categorías de agentes dispersores						Total %
	Aves (%)	Mamíferos (%)	Viento (%)	Mamíferos y aves (%)	Mamíferos, aves y viento (%)	Otros (%)	
<i>Jacaranda copaia</i>	0	2	8	71	14	6	100
<i>Calophyllum brasiliense</i>	12	-	-	64	10	14	100
<i>Vochysia guatemalensis</i>	94	-	1	-	3	2	100
Mixta 1	13	-	-	79	-	7	100
Regeneración 1	80	1	-	-	10	10	100
<i>Terminalia amazonia</i>	-	-	-	99	-	1	100
<i>Virola koschnyi</i>	-	-	-	98	1	1	100
<i>Dipteryx panamensis</i>	2	-	-	98	-	-	100
Mixta 2	5	-	3	88	2	3	100
Regeneración 2	-	-	97,7	0,3	2	-	100
<i>Balizia elegans</i>	-	-	-	100	-	-	100
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	44	-	-	49	2	4	100
<i>Vochysia ferruginea</i>	98	-	-	1	-	1	100
Mixta 3	18	0	0	79	1	2	100
Regeneración 3	-	-	100	-	-	-	100

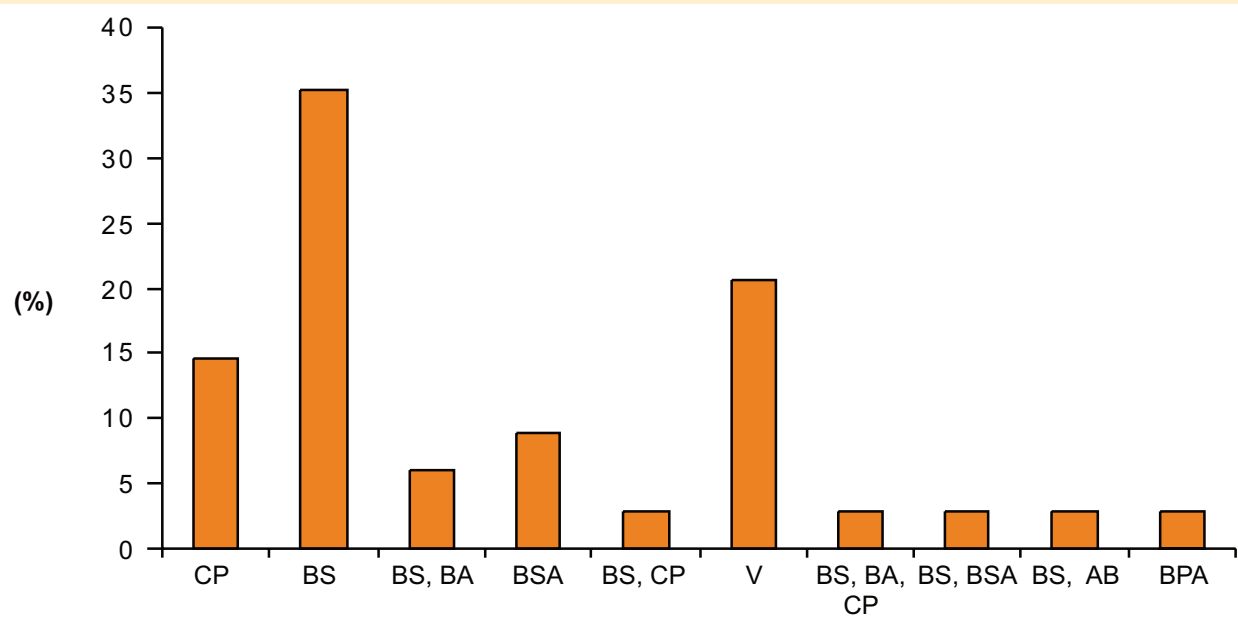


Figura 1. Estado de sucesión ecológica para las especies de semillas identificadas en los todos tratamientos de seis meses de muestreo
 CP (charrales y potreros), BS (bosque secundario), BA (bosques alterados), BSA (bosque secundario avanzado), V (variado), AB (áreas abiertas) y BAP (bosques poco alterados).

en tercer lugar el viento (Cuadro 4). En los tratamientos de regeneración natural la mayoría de las semillas fueron dispersadas por viento como es el caso de *Aristolochia sprecia* y especies que pertenecen a la familia Poaceae (Cuadros 2 y 4).

Los tratamientos que presentaron mayor dispersión por aves fueron *V. ferruginea* (98%), *V. guatemalensis* (94%) y Regeneración 1 con 80%. Los tratamientos que presentaron mayor dispersión por viento fueron los de Regeneración 2 y Regeneración 3 (97,7%) y (100%), respectivamente. En los demás tratamientos la dispersión de semillas fue principalmente por mamíferos y aves (Cuadro 4).

Función ecológica y tipos de paisajes en que se encontraron las especies de semillas

Del total de las especies de semillas obtenidas el 35% fueron de bosque secundario (*Renealmia alpinia*, *Psychotria bracheata*, *Palicourea guianensis*, entre otras) (Fig. 1).

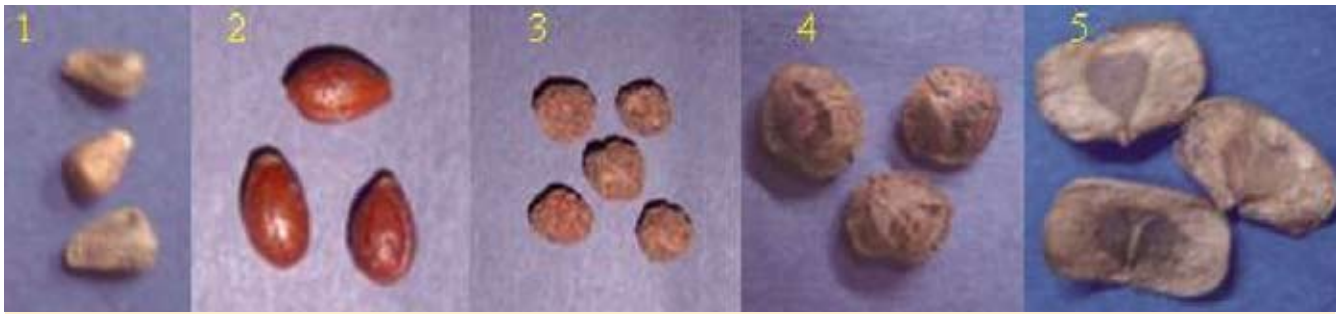
El 20% de las especies de semillas tuvo una función ecológica o ubicación en el paisaje muy variada, ya que se pueden encontrar en charrales o en bosques secundarios avanzados, bosques ribereños, áreas abiertas, bosques poco alterados, y otras funciones (ejemplos, *Ficus*, y especies de las familias Araceae y Cucurbitaceae). Aproximadamente el 15% de las especies de semillas pertenecen solamente a charrales y potreros (ejemplo, semillas de pastos, familia Poaceae). El resto de las especies (5-10%) se encuentran en una a tres categorías, todas compartiendo una misma función ecológica que son los bosques secundarios.

Discusión

Los resultados de abundancia de semillas apoyan la primera hipótesis ya que las parcelas de plantaciones forestales puras y mixtas presentaron mayor abundancia de semillas que las parcelas de regeneración natural. Por otro lado, las parcelas puras tuvieron mayor abundancia

que las parcelas mixtas. En cuanto a riqueza de especies de semillas, las parcelas puras presentaron mayor riqueza de semillas que las parcelas mixtas, (i. e. *J. copaia* y *H. alchorneoides*), lo cual contradice la hipótesis. También las parcelas de regeneración natural presentaron menor riqueza que las parcelas puras o mixtas, apoyando la hipótesis.

Cusack y Montagnini (2004) en los mismos sitios de estudio, encontraron que *V. koschnyi* presentó mayor riqueza de especies de regeneración en el sotobosque y *T. amazonia* mayor índice de diversidad de Shannon, mientras que *H. alchorneoides* menor número de especies y mayor índice de Simpson. Al comparar con nuestros resultados la diferencia es muy alta como es el caso del tratamiento de *H. alchorneoides* que es el más diverso. Esto puede deberse a la mortalidad de las semillas al caer al suelo, y verse afectadas por hongos, depredación por diferentes agentes (insectos, mamíferos, aves, entre otros) y también que los sitios no reúnen los



Diferentes especies de semillas encontradas en el muestreo: (1) *Ronillia pittieri*, (2) *Guatteria diospiroides*, (3) *Byrsonima cryspa*, (4) *Plukenetia espiitata*, (5) *Aristolochia spreca*

Foto: Carolina Orozco Zamora.

requerimientos para que estas semillas puedan germinar y establecerse.

En un bosque secundario localizado en la estación Biológica La Selva de 16 años de edad, similar a la edad de las plantaciones, 34 especies de semillas fueron observadas en el banco de semillas en un lote de una hectárea y 26 especies en un lote de 100 m² (Butler y Chazdon 1998). Ambos lotes superan dos o tres veces la cantidad de especies obtenidas en el tratamiento de *J. copaia* que fue el que obtuvo mayor número de especies en la lluvia de semillas. En otro estudio de lluvia de semillas en la finca La Suerte al noreste de las tierras bajas del Atlántico de Costa Rica realizado por Slocum y Horvitz (2000), se encontraron 25 especies más de semillas de árboles y arbustos bajo los árboles en fructificación y no fructificación que en las pasturas abiertas. Además, estos autores obtuvieron más semillas y más especies bajo los árboles de *Ficus* sp. que bajo los árboles de *Cordia* en el periodo de Junio- Diciembre. En este mismo estudio encontraron correlaciones entre la altura de los árboles y la caída de semillas. En otras palabras, mayor llegada de semillas bajo los árboles más altos, esto porque las aves visitan las perchas más altas con el objetivo de tener una visión más clara del suelo y los depredadores. En nuestro caso los árboles en los tratamientos *B. elegans*, *C. brasiliense* y *D. panamensis* son los que poseen

menor altura (17,8 – 19,2 m) según Redondo y Montagnini (2006) y de la misma forma nosotras obtuvimos menor número de especies de semillas en estos tratamientos.

Aparentemente, no sólo la estructura compleja del hábitat en los tratamientos mixtos es importante para los agentes dispersores, sino también la cercanía o la distribución espacial de los tratamientos con respecto a las áreas de bosque secundario. Esta distribución espacial parece ser un factor importante para la dispersión por medio de las aves y los mamíferos, ya que muchas especies se trasladan o pasan a estas áreas usándolas como conexión a otros sitios.

Aparentemente, no sólo la estructura compleja del hábitat en los tratamientos mixtos es importante para los agentes dispersores, sino también la cercanía o la distribución espacial de los tratamientos con respecto a las áreas de bosque secundario. Esta

distribución espacial parece ser un factor importante para la dispersión por medio de las aves y los mamíferos, ya que muchas especies se trasladan o pasan a estas áreas usándolas como conexión a otros sitios. Según nuestras observaciones, los tratamientos ubicados en forma adyacente al bosque secundario tuvieron mayor riqueza y abundancia de semillas (plantaciones 1 y 3), mientras que el tratamiento que está rodeado por los otros tratamientos y no por el bosque – plantación 2 -- obtuvo menor riqueza y abundancia. Además, la mayoría de las observaciones de animales realizadas fueron en los sitios que están junto al bosque secundario. En otra investigación sobre regeneración y dispersores de semillas realizada en La Selva y en dos plantaciones de especies nativas que se encontraban en la región, los resultados también sugirieron que la posición de una plantación en el paisaje podría tener una influencia mayor sobre la dispersión de semillas que la especie de árboles que domina la plantación (Cusack y Montagnini 2004). Los diferentes tipos de matrices tienen una gran influencia sobre la ecología de los bosques fragmentados. Por ejemplo, en estudios realizados en bosques fragmentados en el Amazonas se ha visto que fragmentos rodeados por regeneración natural de 5-10 m de altura tuvieron menos cambios en su microclima y menor mortalidad de árboles que fragmentos rodeados por pasturas (Didham y Lawton 1999). Además, en esos fragmentos rodeados de bosque bajo

se encontró mayor abundancia de pájaros que en los fragmentos rodeados de pasturas.

Algunos tipos de matrices son más favorables para la fauna de los bosques tropicales que otros. En el Amazonas, la regeneración natural dominada por árboles de *Cecropia*, que tiende a ser alta y florísticamente diversa y con la copa cerrada, es más utilizada por los pájaros, ranas y hormigas que la regeneración más abierta dominada por *Vismia* (Williamson et ál. 1998). En general, cualquier tipo de regeneración natural que circunde los fragmentos de bosques es más favorable para la fauna que las pasturas. En esta investigación, en los tratamientos de regeneración 2 y 3, que estaban dominados principalmente por pastos y helechos, se encontró menor riqueza y abundancia de semillas que en el tratamiento de regeneración 1, en el cual la vegetación era más alta y se encontraban algunos árboles de *Cecropia*. Además, las semillas recolectadas en los tratamientos de regeneración 2 y 3 eran de especies dispersadas por el viento, mientras que en el tratamiento de regeneración 1 hubo dispersión por aves en su mayoría y mamíferos en menor proporción.

Con respecto a los agentes dispersores, los resultados indican que se acepta la hipótesis de que en las parcelas puras y mixtas la dispersión de semillas es principalmente por vertebrados y en las áreas de regeneración natural el principal agente dispersor es el viento. En el presente trabajo se encontró que los agentes dispersores para todos los tratamientos, por grado de importancia, fueron en primer lugar las aves, en segundo mamíferos y aves, seguidos por viento y por último los mamíferos. En un estudio realizado por Montagnini (2001) en la Estación Biológica La Selva también se encontró que los tratamientos de regeneración natural, que en su

mayor parte estaban poblados por pastos, tuvieron mayor proporción de semillas dispersadas por viento, mientras que la dispersión por pájaros y murciélagos fue predominante en plantaciones. Cusack y Montagnini (2004) encontraron que en el mismo sitio y en otras plantaciones con las mismas especies nativas en la región, la dispersión de semillas, de mayor a menor importancia, fue por medio de las aves, mamíferos, viento, murciélagos y agua/gravedad. En ambos estudios las aves y los mamíferos fueron los principales agentes dispersores de semillas, mientras que en los sitios de control dominados por pastos el principal agente de dispersión fue el viento. La mayoría de las especies forestales neotropicales con semillas livianas dispersadas por el viento dependen casi exclusivamente de claros del dosel o de grandes perturbaciones para el crecimiento sostenido (Guariguata 1998). Las semillas dispersadas por el viento tienden a caer en mayores cantidades en claros de bosque que bajo el dosel cerrado, por las turbulencias de aire que se crean en los mismos. Los primates pueden ser dispersores eficientes de semillas ya que pueden defecar las mismas en sitios que favorecen una alta probabilidad de sobrevivencia (Guariguata, 1998; Forget y Sabatier, 1997). En esta investigación los primates aportaron un total de cinco especies de semillas, según observaciones y heces encontradas en las trampas; a la vez, las semillas con mayor abundancia – ambas dispersadas por aves– fueron las de *Miconia* spp. de la familia Melastomataceae y las de *Psychotria bracheata* de la familia Rubiaceae. Carnevale y Montagnini (2002) en la plantación 3 encontraron una gran abundancia de especies de la familia Melastomataceae y Rubiaceae, las cuales son importantes en la dieta de las aves frugívoras.

La mayoría de las semillas colectadas en los seis meses de observación corresponden a especies heliófitas o que pertenecen a bosques secundarios tempranos. Esto coincide con los resultados de investigaciones anteriores en La Selva y en la región circundante (Montagnini 2001; Carnevale y Montagnini 2002; Cusack y Montagnini 2004). Aparentemente las plantaciones puras o mixtas con especies forestales nativas tienen un potencial para atraer dispersores y favorecer la regeneración natural (Guariguata et ál. 1995; Parrotta et ál. 1997; Powers et ál. 1997; Keenan et ál. 1999). Este papel puede consistir en acelerar o catalizar la sucesión secundaria, pero no se conoce hasta qué punto pueden promocionar el establecimiento de especies de estados más avanzados de sucesión.

Conclusión

Nuestro estudio concuerda con resultados de otras investigaciones en que las plantaciones favorecen la regeneración natural de especies arbóreas. Las plantaciones puras que presentaron mayor abundancia de lluvias de semillas y mayor riqueza para los seis meses de recolección son especies de buen crecimiento y que se utilizan en programas de reforestación en la región. Según nuestras observaciones, la cercanía o la distribución espacial en la matriz del paisaje también desempeña un papel importante con respecto a los tratamientos que atraen más dispersores de semillas. Cuanto más cerca se encuentre cualquier tipo de vegetación, ya sea plantaciones mixtas o puras, del bosque primario o secundario, mayor es la probabilidad que estos sitios tengan mayor abundancia, riqueza de semillas y más agentes dispersores. Es importante tomar en cuenta el número de muestras como menciona Butler y Chazdon

(1998) ya que a mayor número de trampas aumenta la precisión para estimar la lluvia de semillas. Cabe señalar la necesidad en futuras investigaciones de cuantificar la relación espacial entre la dispersión de semillas y la proximidad a bosques secundarios. 🌱

Agradecimientos

Gracias a la fundación CRUSA (Costa Rica – USA) por el financiamiento y el soporte en el programa (REU) de la Organización de Estudios Tropicales. A todo el personal de la OET que colaboró en este estudio. Orlando Vargas, José González de proyecto Flora Digital de la Selva por su ayuda en la identificación de las semillas y de la misma forma a Pablo Sánchez y Luis Poveda del herbario Juvenal Valerio de la Universidad Nacional de Costa Rica por su colaboración. A todos los compañeros del programa REU y a los compañeros de la Universidad Nacional que ayudaron en la recolección de las muestras.

Literatura citada

- Arias, H. 2000. Dispersión de semillas de dos especies arbóreas comerciales diseminadas por vertebrados en bosques fragmentados de Sarapiquí, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 69 p.
- Browe, JE, Zar, JH y von Ende, CN. 1990. Field and Laboratory Methods for General Ecology. Third Edition. Iowa, US, WCB. 237 p.
- Butler, BJ; Chazdon, RL. 1998. Species Richness, Spatial Variation, and Abundance of the Soil Seed Bank of a Secondary Tropical Forest. *Biotropica* (30)2:214-222.
- Carnevale, N J; Montagnini, F. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163: 217-227.
- Chazdon, RL; Careaga, S; Webb, C; Vargas, O. 2003. Community and phylogenetic structure of reproductive traits of woody species in wet tropical forests. *Ecological Monographs* 73(3):331-348
- Cusack, D; Montagnini, F. 2004. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 188(2004): 1-15.
- Da Silva Junior, MC; Scarano, FR.; De Souza Cardel, F. 1995. Regeneration of an Atlantic Forest Formation in the Understorey of a *Eucalyptus grandis* Plantation in South-Eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 11:147-152.
- Didham, RK; Lawton, JH. 1999. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica* 31(1):17-30.
- Finegan, B. 1992. El potencial del manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de tierras bajas. Turrialba, CR, CATIE. 28 p. (Serie Técnica. Informe Técnico no. 188).
- Forget PM; Sabatier, D. 1997. Dynamics of the Seedling Shadow of Frugivore-Dispersed Tree Species in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 13:767-773.
- Guariguata, M. 1998. Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal. Turrialba, CR, CATIE. 25 p. (Serie Técnica. Informe Técnico no. 304).
- _____, MR; Rheingans, R; Montagnini, F. 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology* 3(4):252-259.
- _____, MR; Rosales Adame, JJ; Finegan, B. 2000. Seed Removal and Fate in Two Selectively Logged Lowland Forests with Constrasting Protection Levels. *Conservation Biology* 14(4):1046-1054.
- Henderson, PA; Seaby, RH. 2002. Species Diversity and Richness 3.02. Pisces Conservation Ltd, Lymington, UK. www.pisces-conservation.com
- Kuusipalo, J; Ådjers, G; Jafarsidik, Y; Otsamo, A; Tuomela, K; Vuokko, R. 1995. Restoration of natural vegetation in degraded *Imperata cylindrica* grasslands: understorey development in forest plantations. *J. Veg. Sci.* 6:205-210.
- Keenan R; Lamb K; Parrotta J; Kikkawa J. 1999. Ecosystem management in tropical timber plantations: Satisfying economic conservations, and social objectives. *J. Sustain. For.* 9, 117-134.
- InfoStat. 2002. InfoStat Software Estadístico Versión 1.1. Universidad Nacional de Córdoba. F.C.A. Actualización 2002. infostat@agro.uncor.edu
- Mariscal, A. 1998 Efecto de plantaciones forestales sobre la dispersión de semilla en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica. Tesis Mag Sc. Turrialba, CR, CATIE. 60 p.
- Montagnini, F. 1994. Agricultural systems in the Selva Region. In McDade, L; Bawa, A; Hespenbeide, KS; Hartshorn, G. S. eds. *La Selva, ecology and natural history of a neotropical rainforest.* University of Chicago Press, Chicago, p. 306-316.
- _____, F; González, E; Porras, C; Rheingans, R. 1995. Mixed and pure forest plantations in the humid Neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. *Commonwealth Forestry Review* 74(4):306-314.
- _____, F. 2001. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. *Interciencia* 26(10):498-503.
- Murcia, C. 1996. Forest Fragmentation and the pollination of Neotropical plants. In Schelhas, J; Greenberg, R. eds. *Forest patches in tropical lanscapes.* Island Press, Washington, D.C. pp. 19-36.
- Parrotta, JA; Turnbull, JW; Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99:1-7.
- Powers, JS; Haggard, JP; Fisher, RF; 1997. The effect of overstorey composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management.* 99:43-54.
- Redondo, BA; Montagnini, F. 2006. Growth, productivity, biomass, and carbon sequestration of pure and mixed native tree plantations in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management.* 232:168-178.
- Slocum, MG; Horvitz, CC. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology* 149:51-62.
- Williamson, GB; Mesquita, RCG; Ganade, G; Ickes, K. 1998. Estratégias de árvores pioneiras nos Neotrópicos. In C. Gascon; P. Moutinho eds. *Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo.* Manaus, BR, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Pp. 131-144.

Abordaje participativo para establecer la definición de bosque bajo el mecanismo de desarrollo limpio en Honduras

Till Neeff

*Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación / Agenda Forestal Hondureña
till@neeff.com*

Tania Najarro

*Unidad de Cambio Climático, Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente, Honduras
t2najarro@yahoo.com*

Mirza Castro

*Unidad de Cambio Climático, Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente, Honduras
mosiris_castro@yahoo.com*



Honduras ya cuenta con una definición que le permite acceder a los beneficios del MDL en el sector forestal. El país definió bosque para el MDL usando los valores más altos de los rangos propuestos: cobertura mínima de copas de 30%, altura potencial mínima de 5 m y área mínima de 1 ha. Tal definición ya ha sido comunicada a la Secretaría de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático.

Fotos: Till Neeff.

Resumen

El abordaje participativo es un mecanismo que garantiza que diferentes grupos de interés influyan en la toma de decisiones, con lo que se contribuye a la sostenibilidad de los procesos. En Honduras se realizó un ejercicio participativo para generar insumos necesarios para la definición de bosques para el Mecanismo del Desarrollo Limpio (MDL). Este proceso participativo fue organizado por la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (SERNA) con el apoyo financiero y técnico de la Agenda Forestal Hondureña y de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). En el taller participaron actores del sector forestal, agroforestal y agronómico, y representantes del sector académico, económico, político, administrativo y de la cooperación internacional, así como de las comunidades.

La experiencia demostró que el proceso de definición forestal es complejo, porque se manejan sistemas de uso de la tierra sumamente diversos y hay que tomar en cuenta condiciones e impactos socioeconómicos y biofísicos. Con los insumos obtenidos se elaboró la definición nacional; asimismo, la participación de los actores facilitará la apropiación de la temática y su futura aplicación.

Palabras claves: Sector forestal; manejo forestal; grupos de interés; participación social; cambio climático; reforestación; mecanismo de desarrollo limpio; Honduras.

Summary

Participative approaches to establish the definition of forest under the Clean Development Mechanism in Honduras. Such a participative approach was carried out in Honduras to collect all necessary information for defining forest under the Clean Development Mechanism (CDM). The Ministry for Natural Resources and Environment (SERNA) led the process with the financial and technical support of the Agenda Forestal Hondureña and the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). The workshop counted with ample participation of stakeholders from the forestry, agroforestry and agricultural sectors. Participants came from the academic, economic, political and administrative sectors, along with the international cooperation and community representatives.

During the workshop, the process of choosing a forest definition was observed to be rather complex because it involves diverse land-use systems, and both socio-economic and biophysical conditions and impacts have to be accounted for. All the necessary information could be collected from the stakeholders for an eventual decision making. The stakeholders will find the application and adjustment of the forest definition under the CDM greatly facilitated due to their participation in the decision making process.

Keywords: Forest sector; forest management; interest groups; social participation; climatic change; reforestation; clean development mechanism; Honduras.

Bajo el marco del mecanismo del desarrollo limpio (MDL), las actividades forestales que pueden aplicarse para generar créditos de carbono en el primer periodo de cumplimiento se limitan a la forestación y reforestación, entendidas como la “conversión de tierras no boscosas a tierras forestales” (11/CP.7, CMNUCC 2001). Surge, entonces, la necesidad de responder a la pregunta ¿qué es el bosque?

El Protocolo de Kyoto exige que los países miembros aspirantes al MDL definan claramente lo que se entiende por bosque en el país (19/CP.9, CMNUCC 2003). Por su parte, el Acuerdo de Marrakesh concibe el bosque por una serie de parámetros cuantitativos relacionados con la forma de la vegetación (Neeff et ál. 2006). El concepto de bosque utiliza diversos valores para permitir el ajuste a condiciones ecológicas y a los sistemas del uso de la tierra

predominantes en una región (Neeff et ál. 2006). Según la CMNUCC (2001), un bosque es vegetación que cuenta con árboles que tienen una cobertura de copas mínima de 10-30%, una altura potencial mínima de 2-5 m y un área mínima de 0,05-1 ha (11/CP.7). Sin embargo, un solo conjunto de valores tiene que seleccionarse y comunicarse formalmente a la Secretaría de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC).

La definición de bosque tiene implicaciones sobre las actividades elegibles para el MDL en el campo forestal. Para que un proyecto sea elegible, la vegetación existente antes de la implementación del proyecto no debía ser considerada como bosque; además, la vegetación que el proyecto genere debe cumplir con los requisitos establecidos en la definición. Esto significa que –por ejemplo- si se establece un valor bajo de altura mínima de árboles, entonces, las áreas cubiertas por vegetación arbustiva podrían calificar como bosques y, en consecuencia, serían excluidas de una posible reforestación bajo el MDL. Por el contrario, un valor alto de cobertura de copas haría que los sistemas agroforestales no califiquen como bosque, lo que impediría que sean considerados para el MDL. Dadas las diversas características de vegetación y sistemas del uso de la tierra que prevalecen en los países, la selección de valores para la definición de bosque debe darse a nivel nacional y contar con la participación de diversos grupos de interés, para asegurar el máximo beneficio del MDL.

Como parte de un proceso para cumplir con un compromiso internacional y preparar la participación de Honduras en el MDL, en mayo del 2005 se realizaron actividades que permitieran llegar a la definición de bosque aplicable a las condiciones hondureñas. Este artículo documenta ese proceso.

Metodología para la definición de bosque en Honduras

Organización del taller

Los días 3 y 4 de mayo del 2005 se realizó un “Taller nacional sobre la definición forestal en los proyectos del MDL”, en Tegucigalpa, Honduras. Se contó con una serie de presentaciones y con trabajo en grupos. El objetivo principal del taller fue “Generar una definición de bosques para la formulación de los proyectos MDL en Honduras”. Se esperaba que la definición de bosque recomendada para



Foto: Till Neef.

Futuros bosques. El Mecanismo del Desarrollo Limpio tiene el potencial de viabilizar proyectos de reforestación en Honduras.

proyectos MDL sirviese de insumo para la generación de la definición oficial a nivel nacional. La recomendación debía tomar en cuenta la situación específica de Honduras y de sus sistemas de uso del suelo, así como la política general del sector forestal y de cambio climático.

Se buscó que en el taller participasen diferentes actores conocedores de la realidad del sector forestal desde diferentes ópticas. Se esperaba que los actores, a través de su diversidad, se apropiaran del tema y ofrecieran insumos para una definición basada no solo en criterios puramente científicos sino en experiencias prácticas. Así, se contó con la participación de 47 personas representantes del sector forestal y agroforestal, de instituciones públicas, ONG y del sector académico.

Las instituciones organizadoras fueron la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (SERNA) como eje coordinador de cambio climático, la Administración Forestal del Estado/Corporación

Hondureña de Desarrollo Forestal (AFE-COHDEFOR) como la autoridad forestal del país y la Agenda Forestal Hondureña (AFH) como facilitadora independiente. Además, se contó con el apoyo técnico y financiero de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

Las presentaciones

En el taller se escucharon siete presentaciones que pretendían arrojar luz sobre tres aspectos en particular. 1) Con el fin de establecer la importancia del proceso de creación de la definición de bosque, se relataron experiencias en países vecinos; en especial se prestó atención a las implicaciones que diferentes definiciones pueden tener sobre el régimen del MDL-LULUCF (uso del suelo, cambio de uso del suelo y forestería). 2) Se brindó información sobre el uso de la tierra en Honduras, necesaria para decidir sobre los valores de la definición. 3) Se aprovechó la presencia de profesionales de alto



Foto: Till Neef.

La plenaria. Se invitó los días 3 y 4 de mayo del 2005 a un “Taller nacional sobre la definición forestal en los proyectos del MDL”, que se llevó a cabo en Tegucigalpa, Honduras.

nivel técnico para capacitar sobre el funcionamiento y el potencial del MDL en el ámbito forestal.

Las presentaciones iniciales informaron a los participantes sobre el funcionamiento del MDL en el área forestal, desde el nivel conceptual macro hasta el nivel práctico nacional. Luego se dieron a conocer las oportunidades del MDL-LULUCF, así como los espacios y dificultades de trabajo. Para demostrar la importancia del sector para el país, se dieron a conocer dos proyectos que están en fase de planificación sobre reforestación con fines de venta de carbono. Además, se conoció la experiencia generada en Costa Rica como insumo para la toma de decisiones y se analizaron las implicaciones de los valores de la definición forestal. Teniendo en cuenta que la definición es morfológica, se consideró ventajoso contar con más información sobre la morfología vegetal del país, tanto en el área forestal como en la agroforestal. La información sobre las características de la vegetación hondureña encajó con la presentación de las implicaciones de posibles definiciones forestales.

Trabajo en grupos

A partir de la información brindada en las presentaciones se inició el trabajo en tres grupos heterogéneos de 8-9 integrantes cada uno. Los grupos trabajaron por aproximadamente cinco horas a partir de cinco preguntas guías; luego en sesión plenaria se presentaron y discutieron los resultados. Las preguntas guías fueron las siguientes:

1. ¿Qué tipos de proyectos forestales pueden llevarse a cabo en Honduras bajo el MDL? Enumere.
2. De cada tipo de proyecto anteriormente propuesto, ¿cuáles serían los valores de la definición de bosque (cobertura, altura, área, ancho)?
3. ¿Cuáles son los usos actuales de las áreas en las que se identifica cada tipo de proyecto propuesto? ¿Cuáles son los valores de la definición de bosque?
4. En términos socioeconómicos, ¿cuál es el potencial de las actividades anteriormente propuestas?
5. ¿Cuál es el potencial en área de los tipos de proyecto anteriormente propuestos?

Resultados

Tipos de proyectos

Con el fin de facilitar la utilización de la información obtenida en el taller, los tipos de proyectos se agruparon por categorías propuestas; como criterio se utilizó la frecuencia con la cual los diferentes actores los mencionaron como posibles proyectos. Con esta selección se realizó el proceso de análisis de los valores de la definición forestal. A continuación se describen los resultados agrupados por las siguientes categorías: plantaciones para producir bienes (dendroenergéticas, maderables); plantaciones para producir servicios (bosques de galerías, cauces, canales, cortinas rompevientos); regeneración asistida; enriquecimiento (tierras degradadas); plantaciones silvopastoriles; sistemas agroforestales; plantaciones silvoagrícolas (cercas vivas y linderos); cultivos agrícolas perennes (frutales arbóreos, café con sombra).

En el Cuadro 1 se muestran los valores cuantitativos y cualitativos de la vegetación definidos por los

grupos de trabajo para cada tipo de proyecto. En la mayoría de los casos se busca el valor máximo dentro del rango propuesto de cobertura, lo que permite que las actuales áreas de plantaciones con mayor cobertura de copa sean elegibles. Para la altura se propuso el valor máximo del rango (5 m) para plantaciones que no están ligadas al sector de agricultura; para plantaciones silvoagrícolas y silvopastoriles, plantaciones dendroenergéticas y cultivos perennes se propuso el valor mínimo (2 m), lo que permite un pleno acceso al MDL forestal al amplio sector silvoagrícola del país.

Para la mayoría de los tipos de proyectos se propuso el valor máximo para áreas de 1 ha, lo que supone un impacto positivo en la protección ambiental al ampliarse la cobertura vegetal. Para el sector silvoagrícola y dendroenergético

se propusieron áreas más pequeñas (valor mínimo) que permiten extender los beneficios socioeconómicos de un amplio sector de la población que se dedica a estos rubros en parcelas pequeñas. En cuanto al ancho de franja de plantaciones en línea se propusieron diversos anchos que permiten el desarrollo de la actividad original en la que se pretende establecer las plantaciones en línea.

De acuerdo con los valores forestales propuestos para los diferentes tipos de proyectos, es evidente que la mayoría se ubicará en potreros, zonas agrícolas y tierras degradadas, lo que permitirá mejorar el uso actual del suelo. Los rangos estimados para los valores forestales actuales muestran que si bien se cuenta con una importante cobertura vegetal, esta es susceptible de mejorar a través del MDL forestal.

Potencial de los diferentes tipos de proyectos

Los grupos de trabajo calificaron el potencial de cada tipo de proyecto con base en una escala (alto, medio y bajo). Con potencial alto se clasificaron las plantaciones silvopastoriles, silvoagrícolas, producción de servicios y cultivos perennes; el resto de los tipos de proyectos tuvieron potencial medio. Los proyectos que proporcionarían mayor beneficio socioeconómico fueron las plantaciones para producción de servicios, plantaciones silvoagrícolas y cultivos perennes; asimismo, las tierras degradadas mostraron un alto potencial en área y de beneficio socioeconómico.

Seguimiento y toma de decisión

Con el apoyo técnico de la FAO, la SERNA, como ente oficial que sustenta la Autoridad Nacional Designada (AND) ante la CMNUCC, propuso la definición

Cuadro 1.

Tipos de proyecto MDL-LULUCF propuestos en Honduras y características de la vegetación

Tipo de proyecto	Uso actual	Valores de la definición forestal				Valor		Área potencial
		Cobertura (%)	Altura (m)	Área (ha)	Ancho (m)	Social	Económico	
Plantaciones para producir bienes	Matorral	30	5	1	n/a	M	A	M
- Dendroenergéticas	---	10	2	0,25	n/a	M	M	---
- Maderables	Potrero, tierra degradada, zona de protección, tierra abandonada	---	2	1	n/a	A	M	A
Plantaciones para producir servicios:	Bosque intervenido	30	5	1	n/a	A	A	A
- Bosques de galerías (cauces, canales, etc.)	Riberas degradadas	---	5	0,5	n/a	A	A	A
- Cortinas rompevientos	Potrero, zona agrícola	---	5	1	---	A	A	B
Regeneración asistida	Bosque intervenido	30	5	1	n/a	B	A	M
Enriquecimiento (tierras degradadas)	Guamiles, bosque degradado	---	3-5	1	n/a	A	B	B
Plantaciones silvopastoriles	Ganadería extensiva	30	5	1	n/a	A	A	A
Plantaciones silvoagrícolas	Suelos de vocación agrícola	30	5	1	n/a	A	A	A
- Cercas vivas y linderos	Potrero, zona agrícola, cultivo forestal	---	2	1	0.05	M	A	A
- Árboles dispersos	Potrero sin bosque	----	1		n/a	A	M	B
Cultivos agrícolas perennes	---	-----	---	---	---	M	M	---
- Frutales arbóreos	Suelos utilizados en agricultura	30	5	0,05	n/a	A	A	A
- Café con sombra	---	---	---	---	---	A	M	---

n/a = no aplica; A = Alto, M = Medio, B = Bajo, --- = No hubo información

nacional de bosques para MDL después de un análisis exhaustivo de los insumos generados en el taller y una reunión de discusión con representantes de la Administración Forestal del Estado. Tal definición ya ha sido comunicada a la Secretaría de la CMNUCC.

Algunas de las consideraciones particulares realizadas por el grupo de actores oficiales para la toma de la decisión fueron los altos valores sociales y económicos de las diferentes opciones de valores. Los principales insumos obtenidos con el taller fueron el valor mínimo de área de 1 ha, el cual tuvo un impacto ambiental positivo para el país ya que permitió ampliar la cobertura vegetal, y el potencial definido para los usos actuales de la tierra; las tierras degradadas, por ejemplo, mostraron un alto potencial en área y de beneficio socioeconómico para los diferentes tipos de proyectos.

Honduras ya cuenta con una definición que le permite acceder a los beneficios del MDL en el sector forestal. El país definió bosque para el MDL usando los valores más altos de los rangos propuestos: cobertura mínima de copas de 30%, altura potencial mínima de 5 m y área mínima de 1 ha.

Consideraciones finales

- El taller de actores –conformado por un grupo de profesionales de campo conocedores de la temática forestal y de los requerimientos para tomar decisiones– nos permitió contar con insumos de primera mano para la formulación final de la definición de bosques MDL.
- La diversidad de actores contribuyó a aumentar la variedad de insumos técnico-científico de calidad,



Foto: Till Neeff.

Vegetación arbustiva degradada. El Mecanismo del Desarrollo Limpio tiene un nuevo potencial para la conversión de tales áreas degradadas en bosques productivos.

situación que facilita la posterior apropiación de la definición final.

- El involucramiento de posibles actores de futuros proyectos MDL desde el inicio es importante para la sostenibilidad de los mismos (FAO 1998).
- El apoyo de la FAO fue valioso para la realización y optimización del taller. Para el proceso descrito se movilizaron fondos a través del proyecto FNPP “Apoyo a la Operacionalización del Marco Jurídico Forestal y del Programa Nacional Forestal”. A pesar de que el proceso de definición de bosques MDL es un prerrequisito para el MDL, la comunidad internacional no destina fondos para ello.
- Fue clave el interés manifestado por la SERNA como contraparte

nacional de la Secretaría de la CMNUCC y la AND, ya que el taller nacional no tenía autoridad para toma decisiones (19/CP.9 en CMNUCC 2003); si papel se limitaba a generar insumos para sustentar la toma de decisiones.

- El taller permitió capacitar a los participantes sobre bosques y cambio climático. Es evidente la ausencia de capacidad en el sector, aun en los más altos niveles de gerencia de recursos naturales.
- La experiencia hondureña bien pudiera servir de modelo a los procesos correspondientes en otros países. La Agenda Forestal Hondureña (<http://www.agendaforestalhn.org/>) y la SERNA (<http://www.serna.gob.hn>) ofrecen el detalle de esta experiencia. ♪

Literatura citada

CMNUCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático). 2001. Decisiones de la séptima Conferencia de las Partes. <<http://unfccc.int/>>.

_____. 2003. Decisiones de la novena Conferencia de las Partes. <<http://unfccc.int/>>.

FAO. 1998. Participatory approaches to planning for community forestry. Rome, IT. Forest, Trees and People – Working Paper.

Neeff, T; von Luepke, H; Schoene, D. 2006. Choosing a forest definition for the Clean Development Mechanism. Rome, IT. FAO Forests and Climate Change Working Paper No. 4.

Capacidad de carga turística en el Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte, Costa Rica

Diego Enrique Tobar López

CATIE. dtobar@catie.ac.cr

Mario Andrés López

CATIE. mlopez@catie.ac.cr

Róger Morales

CATIE. rmorales@catie.ac.cr



Foto: Diego Tobar.

La capacidad de manejo del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte es relativa y dinámica debido a que depende de variables que cambian con las circunstancias. Esto obliga a hacer revisiones periódicas con base en el monitoreo de los sitios, como parte de un proceso secuencial y permanente de planificación, investigación y ajuste del manejo.

Resumen

El estudio se realizó con el fin de contribuir a la identificación de medidas preventivas y correctivas necesarias para ordenar la zona de uso público del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. Se determinó la capacidad de carga turística en tres senderos, dos áreas recreativas y el camino interno del parque. Los resultados obtenidos demostraron que la zona de uso público del PNT-MM no ha alcanzado el nivel de la capacidad de carga efectiva; es decir que el número de visitantes que actualmente se reciben no es el máximo que se pudiera atender en un día sin sufrir deterioro.

Palabras claves: Turismo ecológico; capacidad de carga; carga turística; áreas protegidas; parques nacionales; Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte, Costa Rica.

Summary

Tourist carrying capacity in Tapantí-Macizo de la Muerte National Park. This study was conducted in order to identify corrective and preventive measures necessary to organize the use of public areas in Tapantí -Macizo de la Muerte National Park. Tourist carrying capacity was determined for three trails, two recreational areas and the park's inner road. Results demonstrated that the public areas in the PNT-MM have not yet reached the level of effective carrying capacity; i.e., the present number of visitors in the Park does not exceed the maximum capacity without compromising both safety and conservation.

Keywords: Ecological tourism; carrying capacity; protected areas; national parks; Tapantí-Macizo de la Muerte National Park; Costa Rica.

Durante los últimos años, el turismo en áreas naturales con fines recreativos se ha constituido en una actividad económica importante hasta llegar a ser uno de los sectores más productivos para los países en desarrollo (Ejzman 2000). Lo anterior plantea la necesidad de encontrar herramientas útiles para mejorar el manejo de las áreas protegidas y satisfacer las demandas turísticas, sin comprometer el recurso natural que se protege. La conducción de visitantes en un área protegida debe ser rigurosamente planificada, ya que el uso público es sólo una parte de todo el manejo que se realiza para alcanzar los objetivos de conservación que originaron su creación.

El desarrollo turístico basado en la naturaleza (ecoturismo) está creciendo a un ritmo acelerado en Costa Rica (UICN 1996, Pérez 1999, UNEP 2002) y, en general, en los países en desarrollo poseedores de una alta biodiversidad (Guereña 2001). Ante esto, se pone de manifiesto la necesidad de fijar límites y

establecer parámetros claros para ordenar y manejar las visitas a las áreas silvestres protegidas, con el fin de optimizar sus servicios, ofrecer distintas alternativas a los visitantes y contribuir al uso sostenible de las mismas, perpetuando a la vez la integridad biofísica, social, ecológica y económica (Cifuentes 1992).

El Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte (PNT-MM) posee una amplia variedad de ecosistemas y recursos naturales de interés para nacionales y extranjeros interesados en este tipo de turismo. En los últimos años se ha observado un aumento paulatino en el número de visitantes al parque. Por consiguiente, surge la necesidad de realizar un estudio de la capacidad de carga turística (CCT), para mantener y conservar en buen estado los diferentes ecosistemas, senderos y zonas establecidas para el uso público dentro del parque. El presente estudio pretende determinar la CCT del sector Tapantí del PNT-MM y los factores que afectan dicha capaci-

dad en los senderos, en las áreas recreativas y en el camino interno. Con base en los resultados obtenidos, se hacen recomendaciones para el manejo de la visitación y conservación del parque.

Materiales y métodos

Área de estudio

El PNT-MM tiene una extensión de 58.495 ha, la altitud varía de 700 msnm (sector El Humo, Pejivalle) hasta 3491 msnm (Cerro de la Muerte); geográficamente se sitúa entre las coordenadas 83°93' - 83°50' O y 9°79' - 9°57' N (Vargas 2002). Se ubica en los cantones de Paraíso, Jiménez y El Guarco, provincia de Cartago a 50 km de San José, la capital de Costa Rica (Rodríguez 2002). Se divide en dos sectores: el sector Tapantí que fue establecido el 23 de abril de 1992 y el sector Macizo de la Muerte, establecido el 14 de enero del año 2000. Ambos sectores se establecieron como el Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte perteneciente al Área de Conservación La Amistad Pacífico (ACLA-P; Fig. 1).

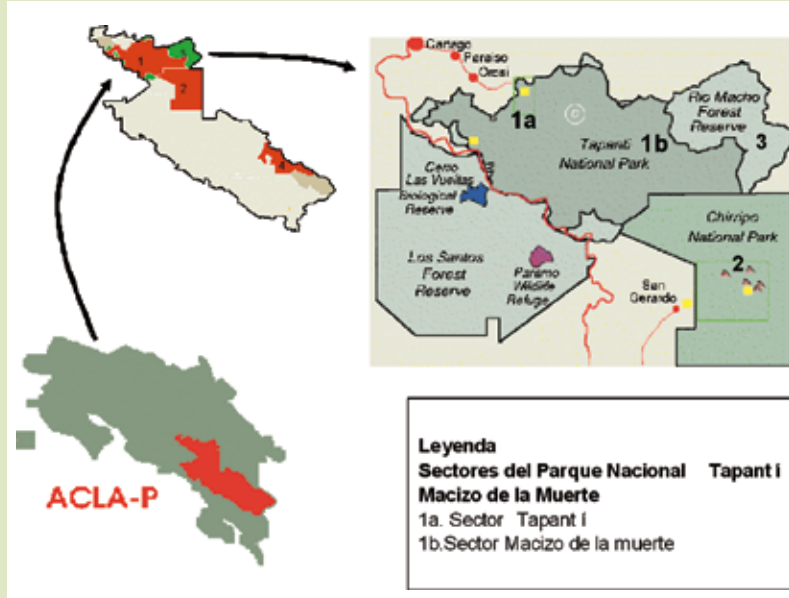


Figura 1. Ubicación del Parque Nacional Tapantí - Macizo de la Muerte (Fuente: <http://www.costarica-nationalparks.com>)

El parque, junto con otras áreas silvestres protegidas aledañas (Parque Nacional Chirripó, Reserva Forestal Río Macho, Reserva Forestal Los Santos, Reserva Indígena Chirripó, Parque Nacional La Amistad y el Parque Nacional Los Quetzales en proceso de oficialización) constituye el parche de bosque continuo más grande del país. Además, dichas áreas conforman un inmenso corredor biológico, el cual permite a las especies de vida silvestre desplazarse altitudinal y longitudinalmente para satisfacer sus requerimientos biológicos y ecológicos (Vargas 2002).

Determinación de la capacidad de carga turística

Para la determinación de la CCT se empleó la metodología de Cifuentes (1992), la cual establece el número máximo de visitas que puede recibir un área silvestre protegida según sus condiciones físicas, biológicas y de manejo en el momento del estudio. El proceso consta de tres niveles: la capacidad de carga física (CCF), la capacidad de carga real (CCR) y la capacidad de carga efectiva (CCE).

$$CCF > CCR > CCE$$

Los cálculos se efectuaron tomando en cuenta los siguientes supuestos básicos:

- La proporción de vehículos que ingresan diariamente al parque es de 70% automóviles y 30% buses.
- El horario de visita al parque es de 7:00 am a 5:00 pm (10 horas diarias).
- No hay cierres temporales.
- En los cálculos se tomó en cuenta la longitud total de senderos y del camino interno.
- En el sendero Árboles Caídos el flujo de visitantes va en un solo sentido.
- En los senderos Catarata y La Pava y en el camino interno el flujo de visitantes circula en doble sentido.
- Se calculó el tiempo de estadía de una visita en cada sendero.
- Se consideró que un vehículo ocupa cinco metros en el camino interno.
- Para los cálculos de las áreas recreativas se calculó la sumatoria total de las áreas de acampar, sanitarios y la vía de acceso.

Capacidad de carga física

Esta es el límite máximo de visitas que se pueden hacer al sitio según el espacio y tiempo disponibles. La fórmula para calcular la CCF es:

$$CCF = (S/SP * NV)$$

donde, S es la superficie disponible en metros lineales para cada sitio; para las áreas recreativas se tomó en cuenta el área total (m²) y para los senderos, la longitud. SP es la superficie usada por una persona.

NV es el número de veces que el sitio puede ser visitado por una misma persona en un día; este se determina con la fórmula: $NV = H_v/T_v$ donde: H_v : horario de visita

T_v : tiempo necesario para visitar o recorrer cada sitio.

En los sitios que ofrecen un recorrido de doble sentido, es decir, que el visitante utiliza la misma ruta para la entrada y salida, la longitud total del sendero se dividió entre dos para realizar los cálculos.

Capacidad de carga real

Esta es el límite máximo de visitas que se puede realizar a un sitio; se determina a partir de la CCF de dicho sitio luego de someterlo a los siguientes factores de corrección, en función de cada sitio:

Variables	Factores de corrección
Físicas	Accesibilidad (No aplica a camino interno) Erodabilidad Anegamiento (No aplica a camino interno)
Ambientales	Precipitación
Sociales	Espacio ocupado por una persona y distancia mínima entre grupos en cada sendero Media del valor de la longitud de los vehículos que ingresan al parque diariamente y distancia mínima entre vehículos en camino interno
Manejo	Tiempo de apertura del parque Infraestructura

Los cálculos de los factores de corrección se realizaron con la siguiente fórmula general:

$$FC_x = 1 - ml_x / mt_x$$

donde: FC_x: factor de corrección para la variable x
ml_x: magnitud limitante de la variable x
mt_x: magnitud total de la variable x

La magnitud limitante se refiere a la porción del sendero que no puede ser ocupada; por ejemplo, un mínimo de 50 metros de distancia entre grupos de visitantes para los senderos Catarata y La Pava, 75 metros en Árboles Caídos y 21 metros entre vehículos en el camino interno. Si se considera que cada persona ocupa un metro de sendero, la magnitud limitante (ml) es igual a:

$$ml (\text{sendero}) = mt - P$$

donde P es el número de personas que entran simultáneamente a un sendero.

Una vez calculados todos los factores de corrección, la CCR puede expresarse de la siguiente manera:

$$CCR = CCF (FC_1 * FC_2 * FC_3 * \dots * FC_n)$$

A continuación se describen las *variables físicas* que determinan los factores de corrección:

■ **Accesibilidad.**- Mide el grado de dificultad que podrían tener los visitantes para desplazarse en los senderos debido a la pendiente. Se emplearon las siguientes categorías:

Grado de dificultad	Pendiente (%)	Valores de ponderación
Ninguno	<10	No significativo
Medio	10-20	1
Alto	>20	1,5

La accesibilidad se determinó con la siguiente fórmula:

$$F_{cacc} = 1 - ((ma * 1,5) + (mm * 1)) / mt$$

donde: ma = metros del sendero con dificultad alta
mm = metros del sendero con dificultad media
mt = metros totales del sendero

■ **Erodabilidad.**- La mayoría de los senderos está cubierto por material relativamente bien consolidado; se consideraron como limitantes solo aquellos sectores en donde hay evidencias de erosión. Para estos senderos se calculó el factor de corrección por erodabilidad con la fórmula siguiente:

$$F_{cero} = 1 - (mpe / mt)$$

donde: mpe = metros del sendero con problemas de erodabilidad
mt = metros totales del sendero

En el área recreativa El Mirador, el 70% del sendero está cubierto por una capa de concreto que reduce la erosión. Por ello, en esta zona únicamente se tomó en cuenta la pendiente para establecer el factor de erodabilidad:

Grado de erodabilidad	Pendiente (%)	Valores de ponderación
Bajo	<10	No significativo
Medio	10-20	1
Alto	>20	1,5

Las zonas con un nivel de riesgo de erosión medio o alto son las únicas consideradas significativas. El factor de corrección se obtuvo de la siguiente manera:

$$F_{cero} = 1 - ((ma * 1,5) + (mm * 1)) / mt$$

donde: ma = metros del senderos con erodabilidad alta
mm = metros del sendero con erodabilidad media
mt = metros totales del sendero

■ **Anegamiento.**- Este factor de corrección se consideró únicamente para aquellos lugares donde el agua tiende a estancarse y el piso-teo tiende a incrementar los daños en el sendero. Con base en ello se recalculó el factor de corrección:

$$F_{cane} = 1 - (ma / mt)$$

donde: ma = metros del sendero con problemas de anegamiento
mt = metros totales del sendero

La *variable ambiental* usada para determinar los factores de corrección fue:

■ **Precipitación.**- La precipitación puede reducir o impedir la visita normal. Según registros del Instituto Costarricense de Electricidad, en la zona en promedio llueve 321 días por año y la probabilidad de lluvia aumenta a partir de las 13 horas. En consecuencia, se consideró un periodo limitante de cuatro horas de lluvia (entre las 13:00 y las 17:00 h). Esto representa un total de 1284 h de lluvia/año. Para evaluar esta variable se determinaron las horas de lluvia limitantes por día, para finalmente calcular este factor de la siguiente manera:

$$F_{Cpre} = 1 - (hl / ht)$$

donde: hl = horas de lluvia limitantes por año
ht = horas al año que el parque está abierto

Las *variables sociales* usadas para determinar los factores de corrección fueron:

■ **Espacio ocupado por una persona.**- En los senderos, una persona requiere normalmente 1 m² de espacio para moverse libremente; esto indica que en un sendero con un ancho de 0,5 m a 1,5 m, una persona ocupa 1 metro de longitud del sendero. Para las áreas recreativas se estimó que una per-

sona requiere 2 m² para estar en el área de un rancho. Para los cálculos de CCF y CCR se trabajó con el promedio de estas dos áreas (1,5 m²).

■ **Distancia entre grupos en los senderos.**- La distancia recomendada por Cifuentes (1992) es de 50 metros entre grupos, la cual se aplicó en La Pava y Catarata. Para el sendero Árboles Caídos, por la dificultad que este presenta, se estimó una distancia de 75 metros por grupo. En las áreas recreativas se definió un área mínima de 20 m² y una distancia mínima de 30 m² por grupo de diez personas, para un área total de 50 m² de ocupación por grupo. En el camino interno la distancia ocupada por un vehículo se estimó a partir de la mediana de las longitudes de los automóviles y los buses; la distancia entre vehículos fue de 25 metros.

■ **Tiempo necesario para la visita.**- Dicho factor se calculó con base en la longitud y las características físicas del recorrido de los senderos. Para las áreas recreativas se determinó un tiempo necesario promedio de estadía por grupo en cada sitio.

■ **Tamaño de los grupos.**- Se estimó que el número máximo de personas por grupo es de diez personas en los senderos; en Árboles Caídos el número máximo de personas por grupo fue de cinco. El número máximo de personas por grupo se estableció teniendo en cuenta las características físicas de los recorridos por los diferentes senderos. El número de grupos (NG) que puede estar simultáneamente en cada uno de los senderos se calculó con la siguiente fórmula:

$$NG = \frac{\text{longitud total del sendero}}{\text{distancia requerida por cada grupo}}$$

Adicionalmente, es necesario identificar previamente cuantas

personas pueden estar de forma simultánea dentro de cada sendero:

$$(P): P = NG * \text{No. de personas por grupo}$$

Para el camino interno el tamaño de los grupos se calculó así:

$$NG = \frac{\text{longitud total del camino interno}}{\text{longitud requerida por cada vehículo en el camino interno}}$$

$$P = NG * \text{número de vehículos que ingresan simultáneamente al parque}$$

Capacidad de carga efectiva o permisible

Esta se refiere al límite máximo de visitas que se puede permitir, dada la capacidad operativa para ordenarlas y manejarlas. La CCE se obtiene ajustando la capacidad de carga real con la capacidad de manejo (CM) de la administración del área silvestre protegida. La fórmula general para el cálculo es la siguiente:

$$CCE = CCR * CM$$

donde: CCR = capacidad de carga real

CM = porcentaje de la capacidad de manejo

La capacidad de manejo se define como el estado o la condición actual en que la administración del área protegida desarrolla sus actividades, con el fin de alcanzar sus objetivos (Cifuentes et ál. 1999). Para calcular la CM se tuvieron en cuenta las variables de infraestructura, equipamiento y personal, las cuales se relacionan directamente con el manejo de la visitación. La CM del PNT-MM se estableció a partir de las tres variables descritas anteriormente, según la siguiente fórmula:

$$CM = (\text{Infr} + \text{Eq} + \text{Pers}) / 3 * 100$$

Para las variables de infraestructura, equipamiento y personal se consideró su relación directa con la zona de uso público. Para evaluarlas y calificarlas se usó una escala cualitativa adaptada de la Norma ISO-10.004 (De Faria 1993) que a continuación se presenta:

Porcentaje	Valor	Calificación
Menor de 35	1	Insatisfactorio
36-50	2	Poco satisfactorio
51-75	3	Medianamente satisfactorio
76-89	4	Satisfactorio
Mayor de 90	5	Muy satisfactorio

Resultados y discusión

En los seis sitios evaluados en el sector Tapantí del PNT-MM se midieron los factores de corrección derivados de las variables físicas, ambientales y sociales antes discutidas. Con base en los supuestos manejados se realizó el cálculo final de la capacidad de carga turística del PNT-MM (Cuadro 1). Los resultados del cálculo de la CCT se presentan en el Cuadro 2.

Capacidad de carga física

Como se observa en el Cuadro 2, el sendero Árboles Caídos presentó la mayor CCF, ya que posee la mayor longitud y tiempo necesario para recorrerlo, dadas las difíciles condiciones del terreno. El área recreativa Oropéndola presentó el segundo valor más alto en CCF pues el tiempo de duración de la visita es relativamente alto (3,5 horas), debido a que ofrece las mejores condiciones de infraestructura para actividades recreativas y de paseo familiar, lo cual incrementa el tiempo de estadía del visitante en el sector. El menor valor fue para El Mirador pues, a pesar de ser un área recreativa, no incentiva la permanencia prolongada de los visitantes por la escasez de atractivos en el sitio. Los senderos

Cuadro 1.

Supuestos manejados para el cálculo de la capacidad de carga turística del PNT-MM

Supuestos/sendero	Árboles Caídos	Catarata	La Pava	Oropéndola	El Mirador	Camino interno
Espacio usado por persona (m ²)	1	1	1	1,5	1,5	NA
Espacio usado por un vehículo (m ²)	NA	NA	NA	NA	NA	5
Desplazamiento y estacionamiento del vehículo en el parque (h)	NA	NA	NA	NA	NA	4
Tiempo de visita (h)	3	2	1	3,5	2	NA
Horario de visita (h)	10	10	10	10	10	10
Flujo de visitantes (sentido)	Simple	Doble	Doble	Simple	Simple	Simple
Número de personas por grupo	5	10	10	10	10	NA
Número de vehículos que entran simultáneamente	NA	NA	NA	NA	NA	9
Longitud del sendero (m)	2100	739	400	NA	NA	3700
Área requerida/grupo (m ²)	NA	NA	NA	1864	484,45	NA
Distancia entre grupos y vehículos (m)	75	50	50	30	30	21
Distancia de grupo (m)	80	60	60	40	40	30

* NA: no aplica

Cuadro 2.

Capacidad de carga por sendero y área en el PNT-MM, sector Tapantí

Capacidad de carga	Árboles Caídos	Catarata	La Pava	Oropéndola	El Mirador	Camino interno
Capacidad de carga física	7000,00	3550,48	1837,50	2000,00	1614,83	1850,00
Factor social	0,06	0,25	0,17	0,17	0,25	0,30
Factor de erodabilidad	0,70	0,96	0,73	0,70	0,92	0,86
Factor de accesibilidad	0,08	0,94	0,35	0,33	0,92	NA*
Factor de precipitación	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
Factor de anegamiento	0,82	0,98	0,90	0,97	0,91	NA*
Capacidad de carga real	13,69	509,10	45,30	48,44	202,96	311,15
Capacidad de carga efectiva	9,7	361,5	32,2	34,4	144,1	220,9
NV**	3,3	2,9	5,0	10,0	5,0	5,0
Visitantes/día	2,9	126,5	2,4	3,4	28,8	44,2
Visitantes/año	1.064,28	46.176,34	2.347,84	1.255,25	10.519,44	16.126,66

* NA: no aplica

** NV: Número de veces que el sitio puede ser visitado por la misma persona en un día; se empleó para calcular el número de visitas diarias y anuales.

Catarata y La Pava presentaron una CCF muy similar, porque el tiempo de visita y la longitud de los senderos son cortos. El camino interno presentó un valor intermedio, el cual está influenciado por el tiempo de estadía de los visitantes en el parque (Cuadro 2).

Capacidad de carga real

Los factores de corrección que más incidieron en la CCR fueron la variable social que presentó alta variación entre sitios debido a la

heterogeneidad de distancias entre grupos y al tiempo de duración de la visita para cada uno de ellos, y el factor de accesibilidad debido a la topografía del terreno con pendientes que varían entre 10 y 45%. La CCR fue mayor en las áreas recreativas que poseen mejor infraestructura y equipamiento para el visitante (Cuadro 2); los factores de corrección no incidieron de manera significativa.

En el sendero Árboles Caídos el valor de CCR fue de 13,69 visitas/

día, el más bajo de todos debido a las dificultades para el tránsito normal: pendientes fuertes y textura del suelo, que dificultan la circulación de un cierto número de personas por grupo y de grupos.

Los factores de menor incidencia en la CCR en los sitios evaluados fueron el anegamiento y la erodabilidad (Cuadro 2), debido a que la buena textura del suelo favorece la escorrentía del agua y disminuye los riesgos de deslizamientos. Por el contrario, la accesibilidad fue el

factor de mayor incidencia en los senderos Catarata y La Pava, por las fuertes pendientes. El camino interno presentó un buen estado de mantenimiento; el único factor limitante fue el factor social (Cuadro 2).

Capacidad de carga efectiva

La CCE tiene que ver con el número de visitas por día. En el sendero Árboles Caídos la CCE es menor a 10 visitas/día debido a sus condiciones físicas; por lo tanto, este sendero se recomienda para turismo científico y de aventura. En Oropéndula y La Pava, la CCE está entre 30-40 visitas/día; ambos senderos tienen una misma vía de entrada, por lo que la CCE está determinada por el sendero La Pava (32,2 visitas/día), este valor influye en la capacidad de carga de ambos sitios.

En las áreas recreativas, la CCE es mayor a 100 visitas/día. Según la CCR calculada, diariamente pueden ingresar al parque 311 vehículos, pero la CCE determinó que en el camino interno transitan 220 carros. El número total de visitantes diarios al parque es de 168, para un total de 61.363 al año. De acuerdo con los registros proporcionados por el personal del parque se reportan anualmente un promedio de 25.231 visitantes; por consiguiente, el parque posee condiciones físicas y espaciales para acoger más visitantes.

Capacidad de manejo

La capacidad de manejo del PNT-MM es de 71%, lo que indica que este cuenta con las condiciones mínimas para poder mantener la visitación actual (Cuadro 3).

Recomendaciones

La capacidad de manejo del PNT-MM es relativa y dinámica debido a que depende de variables que cambian con las circunstancias. Esto obliga a hacer revisiones periódicas con base en el monitoreo de los

Cuadro 3.
Determinación de la capacidad de manejo del PNT-MM

Variable	Valor
Infraestructura	0,75
Equipo	0,88
Personal	0,50
PROMEDIO	0,71
Capacidad de manejo (%)	71

sitios, como parte de un proceso secuencial y permanente de planificación, investigación y ajuste del manejo. La administración del PNT-MM puede manejar la visitación estableciendo itinerarios con base en la capacidad de carga de cada sitio; es decir, acorde con la oferta (recursos) y la demanda (usuarios). Se recomienda que los sitios se manejen sin llegar al tope máximo indicado en la CCE para mantener un “margen de seguridad” adicional a favor de la preservación de los recursos a largo plazo.

Para optimizar la carga turística del parque es necesario incrementar la capacidad de manejo; para ello se requiere de más personal, no solamente administrativo sino también a nivel

operativo, como guías y educadores ambientales. Además, es conveniente promocionar el parque para aumentar la visitación hasta alcanzar la capacidad de carga turística. También es necesario mejorar la construcción de infraestructura y el mantenimiento y reparación de la existente. 🌿

Agradecimientos

Los autores agradecen a los funcionarios del Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte por su colaboración y la facilitación de documentos para realizar este estudio. A los compañeros del curso de Manejo de Áreas Protegidas I de CATIE 2003, por su colaboración para realizar las mediciones de los senderos.

Literatura citada

- Cifuentes, MA. 1992. Determinación de la capacidad de carga turística en áreas protegidas. Turrialba, CR, WWF-CATIE. 34 p.
- _____, MA; Mezquita, C; Méndez, J. 1999. Determinación de la capacidad de carga turística de las áreas de uso público del Monumento Nacional Guayabo, Costa Rica. Turrialba, CR, WWF-Centroamérica. 75 p.
- De Faria, HH. 1993. Elaboración de un procedimiento para medir la efectividad de manejo de áreas silvestres protegidas y su aplicación en dos áreas protegidas de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 91 p.
- Ejzman, MA. 2000. Planificación ecoturística y capacidad de carga (en línea). Seminario de ecoturismo. Gotolatin, CL. Consultado 19-08-2003. Disponible en <http://www.gochile.cl/spa/Guide/ChileSeminarioEcoturismo/Ponencias>.
- Guereña, A. 2001. 40 proyectos de ecoturismo comunitario apoyados por PPD, GEF, PNUD. Revista Ambientico (98):3-5.
- Pérez, M. 1999. La guía del ecoturismo: cómo conservar la naturaleza a través del turismo. Madrid, ES, Mundiprensa. 277 p.
- Quirós, L; Rojas, J. 2001. Guía para el turista: Macizo de la Muerte, San José, CR, Ediciones Sanabria.
- Rodríguez B, O. 2002. Evaluación del potencial turístico de las aves como contribución al desarrollo sostenible de las comunidades de montaña de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Tapantí- Macizo de la Muerte. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 155 p.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, CH). 1996. Tourism, Ecotourism and Protected Areas (en línea). In Garay, H. s.f. Ecoturismo sostenible, una caracterización del potencial que tiene Colombia en la Unión Europea: la demanda. Consultado 26-08-2003. Disponible en <http://www.humboldt.org.co/biocomercio/documentos/lgaray.pdf>.
- UNEP (United Nations Environment Program, FR). 2002. Ecotourism: principles, practices and policies for sustainability (en línea). Consultado 31-08-2003. Disponible en <http://www.uneptie.org/pe/tourism/documents/ecotourism/part-one.pdf>.
- Vargas, EM. 2002. Investigación social exploratoria en comunidades rurales aledañas al Parque Nacional Tapantí-Macizo de la Muerte. Cartago, CR, ITCR. 40 p.

Industrialización y comercialización de madera proveniente de plantaciones forestales en Costa Rica

Róger Moya Roque
ITCR. rmoya@itcr.ac.cr

En la selección de una especie para reforestación comercial no solamente es importante el comportamiento silvicultural, sino que deben considerarse aspectos de industrialización y comercialización de la madera con el fin de garantizar su éxito económico. En la industrialización se debe considerar la existencia de tecnologías adaptables a las condiciones locales para el procesamiento de trozas de plantación, desde los procesos primarios hasta los procesos de mayor elaboración y, además, una área de reforestación que garantice el abastecimiento de madera.



Foto: Héctor Arce, FONAFIFO.



Foto: Proyecto COSEFORMA.

Resumen

En Costa Rica, la selección de especies para la producción comercial de madera en plantaciones generalmente se basa en aspectos de crecimiento y productividad. No obstante, la experiencia de los últimos 30 años ha demostrado que antes de iniciar una actividad rentable es necesario evaluar varios aspectos de industrialización y comercialización de la madera y productos fabricados con la materia prima de las plantaciones forestales. Entre los problemas encontrados están la carencia de una infraestructura de aserrío primario y de procesamiento secundario apropiada para las dimensiones y calidades de madera de plantación. Otro problema ha sido la comercialización de los productos de reforestación, ya que el mercado establece normas y estándares de calidad (algunas veces informales), condiciones de oferta y demanda, precios diferenciados por sitio y edad. Por otra parte, las especies y/o madera de plantación compiten en desventaja, tanto en el mercado nacional como internacional, con las maderas tradicionales procedentes de bosque natural, mejor posicionadas en el mercado. La sostenibilidad de los proyectos forestales industriales pasa por garantizar el abastecimiento de materia prima de calidad y en cantidades y dimensiones aceptables, a lo largo del tiempo.

Palabras claves: Plantación forestal; madera; aprovechamiento de la madera; producción de madera; industrialización; mercadeo; Costa Rica.

Summary

Industrial processing and marketing of round wood from forest plantations in Costa Rica.

In Costa Rica, selection of tree species for round wood production in plantations has been based on growth and yield aspects. However, experiences from the last 30 years have demonstrated that profitability is highly dependable on wood processing and marketing of fast growing tree plantations. Lack of infrastructure for primary sawing and secondary processing to sizes and qualities demanded by the market is the main problem confronted. Another problem is marketing of plantation products, since the market establishes quality standards (frequently informal ones), demand-and-supply restrictions, and differential prices for age and provenances. On the other hand, plantation wood and/or species are at a disadvantage –both in domestic and international markets- in relation to traditional woods from natural forests, which are better positioned in the market. Sustainability of industrial forest projects depends on guaranteeing the supply of raw material both in quality and quantity and acceptable dimensions, all the way long.

Keywords: Forest plantation; wood; wood harvesting; production of wood; marketing; Costa Rica.

Uno de los propósitos principales de la reforestación es la producción económica y a corto plazo de materia prima para abastecer la demanda del sector forestal industrial, además de los posibles beneficios ecológicos que se generan con el establecimiento de plantaciones en sitios muy degradados. La demanda es determinada por las necesidades de madera aserrada, papel, energía (leña) y otros tipos de productos que los consumidores requieren.

En muchas regiones del mundo, incluyendo Centroamérica, se subestima el objetivo principal de la reforestación, que va más allá de crear una fuente de materia prima para abastecer un mercado. Las personas, instituciones, ONG y organismos encargados de promocionar e incentivar el establecimiento de plantaciones forestales no consideran algunos aspectos importantes, como la futura industrialización y comercialización de la madera que producirán esas plantaciones.

En Costa Rica, por ejemplo, tradicionalmente la industria ha sido abastecida con madera de bosque natural, la cual se caracteriza por sus dimensiones grandes y estabilidad de las propiedades en las diferentes trozas de un árbol. Cuando se empezaron a aprovechar las primeras plantaciones, no había una industria primaria capaz de procesar las dimensiones y calidades de trozas provenientes de plantaciones forestales. Una vez superado el problema

de industrialización, se encontró que las especies forestales de plantación eran poco conocidas en el mercado, lo que dificultaba enormemente la llegada al consumidor. A pesar de esto, en Costa Rica y otros países se han tenido experiencias exitosas con madera de plantación gracias a los esfuerzos de diferentes personas, que van desde los empresarios -los primeros afectados- e investigadores, hasta consumidores finales. En Chile, por ejemplo, equivocadamente se introdujo *Pinus radiata*, al confundirlo con *Pseudezuga menziesii* hace aproximadamente un siglo (Contesse 1987); en Costa Rica, *Gmelina arborea* fue introducida para ensayos de procedencias de una empresa multinacional para la producción de pulpa para papel (Lega 1988). En ambos casos se lograron resultados silviculturales excelentes y, en consecuencia, las especies empezaron a utilizarse masivamente, a pesar de que nunca hubo un análisis de mercado sobre su posible utilización. En la actualidad, dichas especies juegan papeles importantes en el abastecimiento de materia prima para la industria de los países respectivos (Foto 1).

Para la plantación masiva de una especie forestal, generalmente se consideran parámetros silviculturales (Campos 2000) tales como adaptación al sitio y crecimiento (en diámetro, principalmente), pero no se piensa en los aspectos de procesamiento, mercado y utilización de la madera hasta que se va a iniciar el procesamiento industrial. Este estudio plantea algunos aspectos de industrialización y comercialización que debieran considerarse al momento de seleccionar una especie para reforestar comercialmente con fines de producción de madera rolliza para aserrío, o bien, para iniciar un proceso de investigación de una determinada especie forestal en las condiciones de Centroamérica. El estudio no consideró los aspectos silviculturales, ya que estos ha sido ampliamente divulgados.



Foto 1. En Costa Rica hay extensas plantaciones forestales de *Gmelina arborea*; y a la vez se está generando conocimiento sobre industrialización, secado, elaboración y utilización de la madera

Foto: Ing. Héctor Arce, FONAFIFO.

Industrialización de las plantaciones forestales

Área a reforestar y abastecimiento de la industria

Para iniciar un proceso de industrialización es necesario tener asegurada la materia prima. La industria maderera, en general, posee una capacidad de producción diaria que oscila entre 5 m³ y 100 m³ de madera en troza (para Costa Rica, la media es de 20 m³/día). Asimismo, la industria forestal –al igual que cualquier tipo de industria- considera la vida útil de los equipos y máquinas en sus estudios de factibilidad. Normalmente, la vida útil está entre 15 y 25 años, por lo que se debe garantizar la materia prima para ese periodo con el fin de disminuir los costos de depreciación y mantenimiento y evitar inconvenientes para la recuperación de capital.

La industria de aserrío basada en plantaciones forestales en Costa Rica presenta un grado de desarrollo aceptable. Según Carrillo (2001), el

país cuenta con 30 aserraderos con una capacidad de procesamiento de madera en rollo de 258 mil m³ al año; o sea, alrededor del 25% de la madera consumida en el país. Esto significa que para esta capacidad instalada sería necesario una tasa de reforestación anual de 20.640 ha aproximadamente, con especies que tengan un crecimiento promedio de 10 a 15 m³/ha/año (Cuadro 1). Esta cifra tiende a disminuir si mejora la productividad de la especie, al utilizarse técnicas de manejo forestal, silvicultura clonal, u otras apropiadas para aumentar la productividad por área.

Con el fin de establecer el área necesaria para abastecer la industria forestal es necesario realizar las proyecciones de madera en troza que producirán las plantaciones. Para ello se debe considerar la especie seleccionada, los incrementos (diámetro y volumen), la intensidad y frecuencia de raleos, los tamaños y la distribución de los diámetros de

Cuadro 1.

Capacidad de producción de madera en rollo proveniente de plantaciones forestales en Costa Rica

Tipo de aserradero	Cantidad de aserraderos*	Volumen de producción / aserradero (m ³ en troza)/ año	Volumen total (m ³ en troza/tipo aserradero)/ año	Hectáreas necesarias / aserradero (año)**	Total hectáreas a reforestar en Costa Rica/ año **
Grande	3	18.000	54.000	1440	4.320
Mediano	7	12.000	84.000	960	6.720
Pequeño	20	6.000	120.000	480	9.600
Totales			258.000		20.640

*Según Carrillo 2001

** Considerando un crecimiento de 12,5 m³/ha/año

las trozas. Por ejemplo, *G. arborea* tiene un incremento en volumen de 15-20 m³/ha/año con tres raleos en un turno de 12 años. Entonces, será necesario reforestar anualmente cerca de 480 ha, con el fin de garantizar la permanencia de una industria con una capacidad de consumo de 6.000 m³/año.

También se puede jugar con el planteamiento inverso: planificar la industria considerando la capacidad de producción de las plantaciones forestales; no obstante, debe tenerse en claro que cualquiera sea el equipo utilizado en el procesamiento de madera, se necesita un área mínima de reforestación por año para dar sostenibilidad a la industria.

Tecnología existente para el aserrío de las plantaciones forestales

En Centroamérica, factores como las formas de uso de la madera, disponibilidad, tamaño y forma de las trozas, dureza y variedad de especies comerciales, han hecho que las industrias dedicadas al procesamiento primario (aserrío) se manejen con equipos (máquinas) para dimensiones de trozas superiores a los 35 cm de diámetro. Estos diámetros se encuentran más que todo en bosques naturales; son muy pocas las especies forestales de plantación que alcanzan esas dimensiones en su ciclo de rotación. En consecuencia, en la mayoría de los casos la industria no está preparada para procesar madera de dimensiones pequeñas. Es evidente, entonces, que para ini-

ciar el proceso de aprovechamiento de las plantaciones forestales, primero hay que transformar la industria forestal (Foto 2).

Costa Rica es el ejemplo más claro a nivel centroamericano, ya que desde 1990 se inició un proceso de transformación de la industria de aserrío para tener la capacidad de procesar la madera de plantaciones. Este proceso requirió de la participación de muchos actores: empresarios, universidades y organismos de investigación, organizaciones gubernamentales y agencias internacionales que han financiado la reconversión industrial mediante créditos bancarios u otros mecanismos. Para la transformación primaria de trozas provenientes de plantaciones en Costa Rica se emplea una variedad de equipos y flujos de producción, algunos de ellos de fabricación nacional y otros importados de Canadá, Estados Unidos, Brasil y Alemania. Los patrones de corte y productos obtenidos son también variados. El detalle de las máquinas utilizadas, patrones, rangos de precios y diámetros de trozas aparecen en el Cuadro 2.

En el proceso de aserrío, además del producto comercial, se obtienen diferentes productos secundarios (cabería, corteza, leña, aserrín), dependiendo de la especie, del diámetro y de la forma de la troza. Según Bolaños (2002), en promedio se obtiene un 30-60% de producto principal, 10-30% de leña, 10-20% de aserrín, 1-5% de madera de segunda y 1-5% de cabería (madera

que no cumple con las dimensiones comerciales).

El mercado de la madera en Costa Rica ofrece precios más altos que los del mercado internacional (Gardino 2001). Sin embargo, en los últimos años han aumentado las importaciones de madera con mejores condiciones de comercialización, más barata y de mejor presentación, por lo que el sector maderero nacional empieza a afrontar problemas para colocar su producción (Sage y Quirós 2001).

Los costos de comercialización de la madera de plantaciones pueden ser tan amplios y variados que todavía no es posible garantizar su viabilidad. Aún así, hay un factor clave que sirve de punto de partida para los análisis de viabilidad: el precio de la madera en pie, o bien la madera puesta en el patio del aserradero.

Tecnología en procesos secundarios

En la industrialización de árboles de plantación intervienen otros procesos que permiten mejorar el aprovechamiento de las trozas y, en especial, ayudan a la comercialización de los productos; entre ellos están el secado, la preservación, los procesos de cepillado y moldurado. La industria maderera de los países centroamericanos por lo general posee poca capacidad instalada para los procesos de secado y preservación de la madera; además, no cuentan con equipos de cepillado y moldurado de alta capacidad de producción y calidad.



Foto 2. La creación y adaptación de aserraderos para trozas de plantaciones es un paso necesario para iniciar el proceso de industrialización de diámetros menores en Costa Rica

Cuadro 2. Condiciones de uso y costos de la maquinaria utilizada en Costa Rica para el aserrío de madera de plantaciones forestales

Rango de diámetro (cm)	Tipo de máquina y costos	Patrón de corte
12-15	Sierra de cadenas (US\$10.000-30.000) Sierra circular múltiple (US\$20.000-50.000) Sierra recanteadora (US\$10.000-20.000) Sierra para despunte (US\$5.000-25.000)	
15-25	Sierra circular doble (US\$15.000-50.000) o sierra de cinta horizontal (US\$10.000-20.000) Sierra circular múltiple (US\$20.000-70.000) Sierra recanteadora (US\$10.000-20.000) Sierra para despunte (US\$5.000-25.000)	
Mayor a 25 cm	Top Saw (US\$10.000-40.000) Sierra alternativa (US\$30.000-100.000) Sierra de cinta tradicional (US\$20.000-70.000) Sierra circular múltiple (US\$20.000-70.000) Sierra recanteadora (US\$10.000-20.000) Sierra para despunte (US\$5.000-25.000)	

Fuente: Consultas a los distribuidores de maquinaria en Costa Rica

En Costa Rica se han implementado políticas de financiamiento para que las empresas que incursionan en la industrialización y comercialización de madera de plantaciones mejoren sus procesos de secado y preservación, así como el cepillado y moldurado para producir madera más competitiva en el mercado. Un buen ejemplo de ello es el Aserradero San Gabriel, zona norte de Costa Rica, que siempre se abasteció con madera proveniente del bosque natural. Sin embargo, cuando empezó a procesar madera de plantación implementó secadores (capacidad de 2500-3000 m³/año), cepilladoras y molduradoras y equipos de afilado que le han permitido mejorar la cantidad y calidad de productos ofrecidos (Foto 3).

Comercialización de las plantaciones forestales

Clasificación de las especies dentro del mercado

A nivel mundial, se reconocen categorías de maderas provenientes del bosque natural. Brown (2000) diseñó una clasificación de especies tropicales según el uso de la madera, la cual coincide con las categorías manejadas en muchos de los países centroamericanos (Cuadro 3). El precio de mercado de la madera en cada una de las categorías aumenta con la calidad del uso. A nivel internacional se utilizan más que todo maderas de mediana densidad o semiduras; principalmente las especies del género *Pinus* que representaban el 54,3% de los 38,3 millones de hectáreas reforestadas en el mundo hasta el año 1995, seguido por *Picea* sp. y *Abies* sp. que, entre ambas, significaban el 12,6% y 33,1% (Brown 2000).

B. Segmentación del mercado

Existen algunas especies forestales plantadas en áreas pequeñas y explotadas exitosamente, como las utilizadas en la fabricación de

palillos, paletas y fósforos (*Bursera simaruba*, *Dendropanax arboreus*), o como la madera de balsa (*Ochroma pyramidale*) que internacionalmente es reconocida por sus propiedades de aislamiento de calor y sonido y por su trabajabilidad para fabri-

car adornos, maquetas y otros. Las características especiales del producto confieren a estas especies un nicho de mercado -segmentación de mercado- que pocas personas e industrias tienen la capacidad de satisfacer.

Los segmentos de mercado muy específicos por lo general son muy exigentes en cuanto a la calidad de la madera. En Costa Rica, una compañía fabricante de cepillos para cabello requiere de madera de color blanco o marrón con una densidad de 0,4-0,5 y excelentes propiedades de trabajabilidad. El jaúl (*Alnus acuminata*) es una especie que satisface tales requerimientos; no obstante, aun se continúa utilizando madera de bosque natural porque la cantidad de plantaciones de jaúl no es suficiente para abastecer este mercado; además, las pruebas realizadas con jaúl de reforestación no satisfacen las condiciones deseadas debido a la presencia de madera juvenil.

Por su condiciones tropicales, los países centroamericanos tienen la capacidad de producir madera rápidamente; así, se podría producir especies decorativas y duras con turnos de rotación muy similares a los que se utilizan en países de climas templados para madera de calidad inferior (Foto 4). Por ejemplo, la madera de teca -ampliamente comercializada a nivel internacional- se maneja con turnos de rota-

Foto: Laura Leandro, ITCR.



Foto 3. Para el procesamiento secundario se emplean equipos de calidad internacional para obtener productos que cumplan con estándares altos, capaces de competir ventajosamente en el mercado

Cuadro 3. Clasificación de las maderas de bosques naturales tropicales según categorías de uso adaptada para Costa Rica

Categoría de uso y densidad de madera	Propiedades de la madera	Usos principales	Especies usadas en reforestación	Comentarios
Madera decorativa (0,5-0,8 g/cm ³)	Buena apariencia, calidad, estabilidad dimensional, durabilidad, facilidad de procesamiento, propiedades de barnizaje y acabado	Muebles de calidad y acabado de interiores	<i>Tectona grandis</i> , <i>Acacia mangium</i> , <i>Bombacopsis quinatum</i> , <i>Terminalia oblonga</i> , <i>Cedrela odorata</i> , <i>Carapa guianensis</i> , <i>Platymiscium polystachyum</i> , <i>Enterolobium cyclocarpum</i> , <i>Astronium graveolens</i> , <i>Terminalia amazonia</i>	Mayor valor, competencia de las maderas frondosas de latitudes templadas y tableros de mediana densidad
Madera de alta a altísima densidad Madera dura (>0,8 g/cm ³)	Apariencia, resistencia, alta durabilidad natural, disponible en grandes dimensiones	Construcción	<i>Gliricidia sepium</i> , <i>Dipteryx panamensis</i> , <i>Hymenaea courbaril</i> , <i>Terminalia amazonia</i> , <i>Hieronyma alchorneoides</i>	Este tipo de madera abarca una pequeña proporción del total de las maderas tropicales
Madera de mediana densidad Madera semidura (0,4-0,65 g/cm ³)	Buena apariencia, grano recto y claro, durabilidad natural, buenas condiciones para el procesamiento, trabajable con herramientas naturales	Acabados externos, establecimientos comerciales, construcción de viviendas, muebles	<i>Gmelina arborea</i> , <i>Pinus</i> sp., <i>Cordia alliodora</i> , <i>Cupressus lusitanica</i> , <i>Eucalyptus deglupta</i> , <i>Grevillea robusta</i> , <i>Terminalia ivorensis</i> , <i>Alnus acuminata</i> , <i>Vochysia guatemalensis</i> , <i>V. ferruginea</i> , <i>Stryphnodendron excelsum</i>	Se utilizan con frecuencia, pero tienen una gran competencia de productos sustitutos
Madera de baja densidad Madera suave (<0,45 g/cm ³)	Madera muy suave de color blanco	Paletas, palillos de dientes, aislantes y otros	<i>Virola koschnyi</i> , <i>Jacaranda copaia</i> , <i>Rollinia pittieri</i> , <i>Ochroma pyramidale</i>	Especies de usos específicos y de bajo valor comercial

Fuente: Brown 2000, Kleinn y Pelz 1994



Foto 4. La reforestación con especies de alto valor comercial, como *Terminalia amazonia*, tiene turnos relativamente cortos, en comparación con los países de latitudes altas

ción de menos de 25 años en algunos sitios y condiciones en el área centroamericana.

Definición del tipo de producto

En general, las primeras plantaciones forestales se establecieron en Centroamérica en la década de 1980, con fines de producción de biomasa (leña). Esta actividad se desarrolló gracias al proyecto Leña y Fuentes Alternas de Energía (MADELEÑA) del CATIE. Debido a los excelentes resultados en crecimiento de algunas especies, se reorientó el objetivo hacia la producción de materia prima para madera aserrada. Otros ejemplos de plantaciones reorien-

tadas en Costa Rica son la teca plantada en los años 1940 por las compañías bananeras para la producción de puntales para el banana (Keogh et al. 1978) y la melina introducida para la producción de astillas para papel (Lega 1988). En el primer caso, las plantaciones se abandonaron cuando las bananeras dejaron del país, y en el caso de la melina, el país no contaba con la tecnología para la producción de astillas. En consecuencia, tales plantaciones fueron utilizadas para producir madera aserrada, a pesar de que la mayoría de las veces las plantaciones no cumplían con los estándares de calidad para este tipo de producto.

El tipo de producto y las condiciones para su elaboración dependen del mercado. Así, si se quiere obtener madera para la elaboración de muebles, el manejo de la plantación y la silvicultura en general debe orientarse a la producción de madera de excelente calidad visual y buenas propiedades de trabajabilidad; por ello, será necesario conocer la apariencia visual de los diferentes cortes. En cambio, si el mercado es la construcción, se debe buscar madera con propiedades mecánicas más estables.

Medición en la forma de comercializar la madera

Hay diferentes formas de medir el volumen de una troza. La medición en aserradero es diferente de la medición en pie y, aun más, de la medición cuando se va a comercializar, ya que los compradores imponen una serie de condiciones arbitrarias que hacen que el volumen de madera se reduzca hasta en un 30%, dependiendo del estado de la troza y del diámetro del árbol. Este problema ocurre porque los sistemas de comercialización tratan de disminuir las irregularidades y las posibles pérdidas durante el aserriero. Los sistemas de medición más usados en Centroamérica son el pie Hoppus, el pie tablar (en Honduras, Guatemala y Estados Unidos), el pie Doyle (Nicaragua) y la pulgada maderera tica (en Costa Rica). En general, estos sistemas miden cerca del 78% de la troza, lo que significa que se deja de percibir el 22% del volumen real producido por la plantación.

En la comercialización de la madera proveniente de plantaciones forestales en Costa Rica, los empresarios sufren pérdidas severas (Alfaro 2002) debido al sistema de medición tradicional, difícil de cambiar dentro del gremio, y a los criterios de castigos que reducen el volumen de madera notablemente. Esto incide negativamente en los

análisis de rentabilidad calculados con base en el volumen en pie.

Costos de aserrío, precios de la madera en troza y rangos de calidad establecidos por el mercado

Los costos de aserrío y utilidades generadas por el aserrío de la madera de plantaciones forestales dependen de la línea de producción utilizada. De acuerdo con varios estudios se tiene que:

- con una sierra circular doble, una reaserradora y una línea de recuperación de costillas, los costos de aserrío son de US\$48/m³ y la utilidad esperada es de US\$95/m³ (Sánchez 1997).
- una sierra de cinta con un carro automático genera costos de US\$40/m³ y utilidades de US\$82,7/m³ (Brenes 2003).
- un aserradero de cinta con diámetros de volantes de 90 cm es menos recomendable para trozas de diámetros pequeños. Ver en Cuadro 4 costos y utilidades por clase de diámetro para madera de melina.

Generalmente el rendimiento de las trozas en un proceso de aserrío presenta un comportamiento ascendente al aumentar el diámetro de la troza. Un estudio de Sánchez (1997) con varias especies forestales en plantaciones en Costa Rica encontró que las utilidades por metro cúbico aserrado presentan un comportamiento lineal al variar el rendimiento de la madera (Fig. 1). Por lo general las plantaciones forestales producen diámetros de trozas entre 15 y 35 cm, lo que genera una variación en la utilidad de 105,64 US\$/m³ y rendimiento de 30% para el diámetro de 15 cm, a 193,67 US\$/m³ y rendimiento de 55% con la troza de 30 cm; o sea que la utilidad aumenta cerca de 45%.

A las trozas de dimensiones menores por lo general se les aplica

Cuadro 4. Costos y utilidades del aserrío de madera de melina en un aserradero de cinta

Categoría de diámetro (cm)	Utilidad (colones/m ³)	Costos de aserrío (colones/m ³)
15-20	-12,84	90,82
20-25	14,39	78,57
25-30	27,56	72,65
30-35	37,65	68,10
35-40	49,34	47,51

Fuente: Barrantes 1997

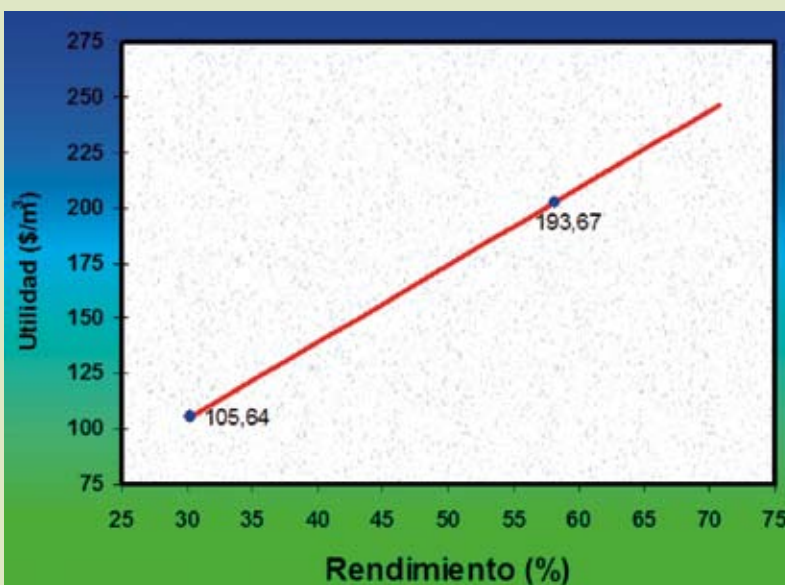


Figura 1. Utilidad por metro cúbico aserrado respecto al rendimiento de la troza (Fuente: Sánchez 1997)

un bajo rango de precios por diámetro. Por ejemplo, en el 2002 la melina en Costa Rica presentaba una variación del 100% entre las trozas con diámetro >25 cm (28 US\$/m³) y aquellas de 15-20 cm (14 US\$/m³), según CCF (2002).

Recientemente se ha empezado a clasificar los productos forestales provenientes de plantaciones, según diferentes usos de la madera. Las categorías que se manejan en la actualidad son las siguientes: **Madera aserrada.**- Se han adoptado las normas de la National Hardwood Lumber Association de los Estados Unidos. **Madera para uso estructural.**- Se está

trabajando en la elaboración de estándares para la madera de plantación.

Tableros de madera sólida.- En Costa Rica se producen tableros de melina y teca mediante la técnica 'finger joint'. Las categorías de clasificación para tableros de melina son: premium PP, premium PS, premium PN, select SS, select SN y normal¹; cada categoría permite una cierta cantidad y calidad de defectos.

Otro aspecto importante en la comercialización de madera proveniente de plantaciones es la calidad de las trozas: forma, defectos, albura. Por lo general, los compradores de trozas de teca de plantaciones jóvenes en

¹ Maderas Cultivadas de Costa Rica S.A.

muchos países latinoamericanos aplican no solo rangos de diámetros, sino también criterios de calidad; entre ellos, diámetro mínimo de duramen entre 8 y 10 cm, trozas rectas, sin torceduras ni rajaduras en los extremos (Alfaro 2002). Otro aspecto negativo de la comercialización de madera de plantaciones forestales en Costa Rica es que no presenta una escala ascendente de precios (en moneda nacional) como sí ocurre con las maderas duras o semiduras provenientes del bosque natural (Fig. 2).

Conclusiones

En la selección de una especie para reforestación comercial no solamente es importante el comportamiento silvicultural, sino que deben considerarse aspectos de industrialización y comercialización de la madera con el fin de garantizar su éxito económico.

En la industrialización se debe considerar la existencia de tecnologías adaptables a las condiciones locales para el procesamiento de trozas de plantación, desde los procesos primarios (como el aserrío de las trozas), hasta los procesos de mayor elaboración (como cepillado y encolado) y, además, una área de

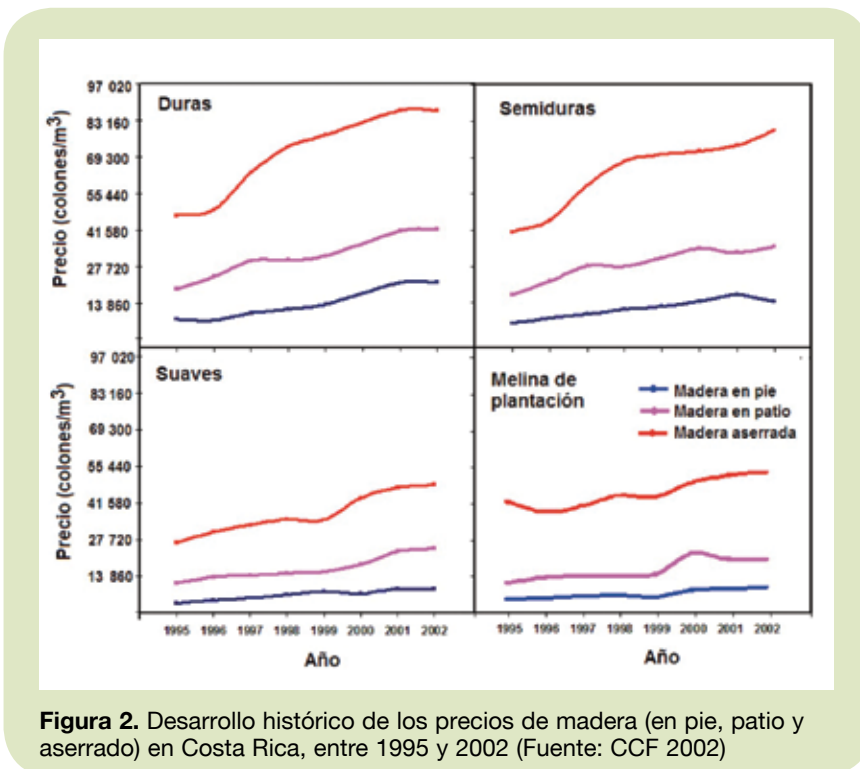


Figura 2. Desarrollo histórico de los precios de madera (en pie, patio y aserrado) en Costa Rica, entre 1995 y 2002 (Fuente: CCF 2002)

reforestación que garantice el abastecimiento de madera.

Con respecto al mercado, ante todo debe tenerse presente que el volumen en troza es inferior a lo estimado en una plantación, ya que por lo general se utilizan sistemas de

medición y se aplican castigos que subestiman y/o disminuyen la cantidad de madera. Además, hay que conocer muy bien el tipo de madera que se va a producir y el segmento o nicho de mercado al cual se dirige la producción.

Literatura citada

- Alfaro, M. 2002. El sistema de medida de madera y su efecto sobre el volumen real comercializado. Desde el Bosque No. 10: 10-14.
- Barrantes, G. 1997. Rendimiento y rentabilidad del aserrío de *Tectona grandis* y *Gmelina arborea* en el aserradero del Centro Agrícola Cantonal de Hojancha. Informe de Práctica de Especialidad. Cartago, CR, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Departamento de Ingeniería Forestal. 120 p.
- Bolaños, P. 2002. La cabería en un proceso de aserrío de trozas de melina. Boletín Las Maderas de Plantaciones Forestales 2(2): 7.
- Brenes, R. 2003. Control de producción, costos, y rendimientos del aserradero Brenes S.A. Informe de Práctica de Especialidad. Cartago, CR, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Departamento de Ingeniería Forestal. 116 p.
- Brown, C. 2000. Perspectivas mundiales del suministro futuro de madera procedente de plantaciones forestales. Roma, IT, FAO. Documento de trabajo No. GFPOS/WP/03. 152 p.
- Campos, A. 2000. Utilización de un SIG en la caracterización de zonas óptimas para la reforestación de siete especies en Costa Rica. Informe de práctica de especialidad. Cartago, CR, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Departamento de Ingeniería Forestal. 64 p.
- Carrillo, O. 2001. Situación de la industria forestal costarricense. San José, CR, Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, Proyecto TCP/COS/006(A). 23 p.
- CCF (Cámara Costarricense Forestal). 2002. Lista de precios de madera más comercializada en las distintas zonas de Costa Rica. Desde el Bosque (CCF) No. 10: 27 p.
- Contesse, G. 1987. Apuntes y consideraciones para la historia del *Pinus radiata* en Chile. Boletín de la Academia Chilena de Historia No. 97.
- Keogh, R; Fallas, J; Mora, R. 1978. Teca (*Tectona grandis*) en Costa Rica. San José, CR, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo PNUD/FAO/COS/72/013. 19 p. (Documento de trabajo #16).
- Kleinn, Ch; Pelz, D. 1994. Inventario forestal de la zona norte de Costa Rica. San José, CR, COSEFORMA. Documento del proyecto N° 40.
- Lega, F. 1988. Estudio de la forma de *Gmelina arborea* Roxb; análisis de las plantaciones de Manila, Siquirres. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, Programa UCR/CATIE. 116 p.
- Sage, L; Quirós, R. 2001. Proyección de volumen de madera para aserrío proveniente de las plantaciones de melina y teca y otras fuentes. San José, CR; Fondo Nacional de Financiamiento Forestal. Informe de Proyecto: TCP/COS/006(A): Mercado e industrialización de materia prima proveniente de plantaciones forestales. 78 p.
- Sánchez, E. 1997. Análisis económico de la línea de diámetros menores del Aserradero San Gabriel, Florencia, San Carlos. Informe de Práctica de Especialidad. Cartago, CR, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Departamento de Ingeniería Forestal. 120 p.

Hacia un ambiente favorable para el desarrollo de pequeñas y medianas empresas forestales

Jason Donovan

Especialista en Desarrollo de Empresas Rurales y Economista Forestal
CATIE. jdonovan@catie.ac.cr

Dietmar Stoian

Especialista en Desarrollo de Empresas Rurales y Economista Forestal
CATIE. dstoian@catie.ac.cr

Sophie Grouwels

Oficial Forestal. Coordinadora del Programa Desarrollo de Empresas Forestales Comunitarias de la FAO

Duncan Macqueen

Investigador Principal y Responsable del Programa de Empresas Forestales del IIED

Arthur van Leeuwen

Líder de la Red de Manejo Forestal Colaborativo de SNV-América Latina

Gemma Boetekees

Coordinadora Internacional del Equipo de Mercado de ICCO

Ken Nicholson

Consultor Independiente en Desarrollo de Empresas

Las comunidades indígenas y campesinas vienen manejando sus bosques desde ya hace tiempo y cada vez más han logrado el acceso legal a los recursos, pero no es sino recientemente que han empezado a conformar pequeñas y medianas empresas forestales (PyMEF) que permiten agregar valor a los productos maderables y no maderables del bosque. Las PyMEF representan una opción promisoría para contribuir a la reducción de la pobreza y la conservación de los recursos mediante el manejo sostenible de los bosques. El desarrollo de PyMEF económicamente viables exige que haya un ambiente favorable, en términos de leyes y políticas, que permita el acceso legal a los recursos forestales, ofrezca incentivos al manejo forestal sostenible, ayude a generar mayor valor agregado e impulse la formación de capital humano, social, físico y financiero para el manejo efectivo del bosque y de la empresa. Este informe sobre políticas establece que todavía hay retos significativos en la promoción de PyMEF y que las agencias gubernamentales y no gubernamentales, así como las PyMEF mismas y sus socios, desempeñan papeles importantes en el proceso. La discusión se centra en las experiencias recopiladas durante la Conferencia Internacional sobre Desarrollo de Pequeñas y Medianas Empresas para la Reducción de la Pobreza: Oportunidades y Desafíos en los Mercados Globalizantes (Costa Rica, 23-25 mayo, 2006). PyMEF

Recomendaciones

■ **Los gobiernos pueden desempeñar un papel determinante en el fortalecimiento de las PyMEF para reducir la pobreza.** Un paso primordial es garantizar y reforzar el acceso legal a los recursos forestales. El control de la tala ilegal y del aprovechamiento no sostenible de productos no maderables del bosque (PNMB) ayuda a reducir la competencia desleal. La simplificación de los procedi-

mientos burocráticos para registrar una PyMEF ayuda a reducir costos y mejora las posibilidades de aumentar el valor agregado. Los incentivos financieros, incluyendo la exoneración de impuestos a las PyMEF que se inician, son un paso positivo adicional. También las políticas de adquisiciones ‘verdes’ y de productos locales pueden jugar un papel importante para el desarrollo de las PyMEF.

■ **Las PyMEF pueden mejorar su propia competitividad en el mercado nacional e internacional de productos forestales.** El escalonamiento de las capacidades financieras, empresariales y técnicas y la creación de instituciones especializadas para la gestión empresarial ayudan a generar un mayor valor agregado a la madera y los PNMB, reducen los costos de producción y administración, facilitan la formación de nuevas relacio-

nes comerciales y crean una base para la negociación de términos de intercambio más favorables. La organización de PyMEF en asociaciones de segundo nivel puede facilitar el proceso de escalonamiento.

- **Para las PyMEF, los servicios de desarrollo empresarial (SDE) deben ser de mejor calidad y con buena cobertura.** Debe ponerse especial atención a la formación de una masa crítica entre quienes ofrecen SDE en el ámbito rural. Para dirigir la oferta de servicios mejor hacia la demanda, es esencial inducir y consolidar los mecanismos de mercado, asegurando así el impacto y la sostenibilidad de los servicios.
- **Los servicios financieros son críticos en el arranque y desarrollo de las PyMEF.** Es necesario impulsar líneas de crédito específicas y servicios y mecanismos relacionados, de acuerdo con las necesidades y la naturaleza de las PyMEF.
- **Las organizaciones no gubernamentales (ONG) y las agencias de desarrollo pueden fortalecer la integración exitosa de PyMEF en cadenas productivas.** El acceso a información técnica y de mercado es una prioridad. Hay que crear redes de comunicación entre las PyMEF para mejorar el flujo de información, estimular la formación de alianzas entre comunidades forestales y empresas transformadoras, facilitar el acceso a ferias de negocio y mejorar la articulación entre los servicios técnicos, empresariales y financieros. La facilitación de las negociaciones entre múltiples actores para mejorar las políticas, el ambiente empresarial y el manejo de conflictos, permite enfrentar mejor los desafíos específicos del desarrollo de PyMEF. Se necesita también apoyo para lograr acceso a nichos de mercado (p.e. madera certificada o comercio justo de PNMB) y mejorar las habilida-

des de negociación y mercadeo. Es conveniente establecer divisiones claras entre las funciones de ONG, agencias de desarrollo y proveedores comerciales de SDE.

El desarrollo de pequeñas y medianas empresas forestales significa una oportunidad para fortalecer los medios de vida de las comunidades que dependen de los bosques y conservar los bosques mediante el manejo forestal sostenible y el procesamiento de productos maderables y no maderables del bosque. Entre los beneficios locales del desarrollo de PyMEF están la generación de empleos y salarios, la distribución de ganancias, la acumulación de capital, el empoderamiento cultural y político, la inversión en bienes públicos y la mejor conservación de los ecosistemas forestales mediante el manejo sostenible a largo plazo.

Introducción

Los Objetivos de Desarrollo del Milenio comprometen a la mayoría de los países a reducir a la mitad la pobreza global para el 2015. El reto por cumplir con este objetivo es quizás mayor en las comunidades dependientes de los bosques en los

países tropicales, donde la pobreza tiende a ser más insidiosa y profunda que en las áreas urbanas o rurales más favorecidas. De acuerdo con el Banco Mundial (2004), aproximadamente 90% de los más pobres dependen de los bosques para su subsistencia y como fuente de ingresos. El desarrollo de pequeñas y medianas empresas forestales (PyMEF) significa una oportunidad para fortalecer los medios de vida de esa gente y conservar los bosques mediante el manejo forestal sostenible y el procesamiento de productos maderables y no maderables del bosque (PNMB). Entre los beneficios locales del desarrollo de PyMEF están la generación de empleos y salarios, la distribución de ganancias, la acumulación de capital, el empoderamiento cultural y político, la inversión en bienes públicos y la mejor conservación de los ecosistemas forestales mediante el manejo sostenible a largo plazo.

Este informe sobre políticas se centra en PyMEF que extraen, procesan y comercializan productos maderables (trozas y madera aserrada) y/o PNMB. Estas PyMEF se ubican en o cerca de los bosques y entre sus objetivos están la generación de empleo e ingresos, la repartición de dividendos, el desarrollo comunal y una mayor participación en el diálogo político. El acceso a los recursos forestales puede ser colectivo o privado. Las reglas, prácticas y costumbres locales por lo general influyen significativamente en la gestión de la empresa. Los dueños de la PyMEF pueden ser unos pocos miembros fundadores, o cientos de pequeños productores, o comuneros. La mayoría de las empresas forestales cae en la categoría de pequeñas o medianas por su volumen de ventas, número de empleados e inversiones de capital.

Varias tendencias del mercado favorecen el desarrollo de PyMEF. Entre ellas están:

- la escasez creciente, y consecuente aumento de precios, de determinadas especies de maderas duras del bosque natural,
- el aumento de la actividad turística, con lo que se expanden los mercados para artesanías y ecoturismo,
- los mercados especializados de exportación, p.e. productos de madera certificada, comercio justo de PNMB, bio-ingredientes,
- el crecimiento de los mercados domésticos para muebles, madera de construcción y ciertos PNMB como bambú, ratán y palmito,
- la mayor conciencia sobre la certificación forestal y los servicios ecosistémicos, y la necesidad de pagar por ellos.

Sin embargo, la mayoría de las PyMEF no es capaz de capturar completamente los beneficios que esas oportunidades generan. Ellas luchan por avanzar más allá de la etapa inicial de desarrollo empresarial, durante la cual suelen tener bajos niveles de productividad, valor agregado y rentabilidad. Para superar estos desafíos se necesita una acción concertada e inversiones a largo plazo entre los actores claves, incluyendo las mismas PyMEF, sus socios empresariales (procesadores y compradores) y proveedores de servicios, así como las agencias gubernamentales y no gubernamentales.

La forestería comunitaria con enfoque empresarial

Durante los años 60 y 70, las políticas gubernamentales para el desarrollo del sector forestal se concentraban en inducir el crecimiento mediante explotaciones en gran escala, junto con mayores inversiones en plantaciones forestales e industrias madereras en gran escala (Ver Zivnуска 1966). Había pocos incentivos para el desarrollo local, y se prestaba poca (o ninguna) consideración a los aspectos institucionales o a la construcción de capacidades locales

para el manejo de los recursos o el desarrollo de negocios, por lo que en repetidas ocasiones las iniciativas fracasaron.

Las críticas que se dieron en los años 80 hicieron que los donantes y organizaciones no gubernamentales (ONG) se interesaran por promover la participación de las comunidades locales en el manejo de los recursos forestales. Las acciones de desarrollo se centraban en enfoques técnicos de reforestación y manejo de bosques naturales. Después de la Conferencia de Río 1992, la conservación, junto con el desarrollo económico y social, empezaron a perfilarse con fuerza en las agendas de donantes y ONG. Las intervenciones se enfocaban en asegurar el acceso a los recursos y la tenencia de la tierra, la descentralización de la toma de decisiones en el sector forestal y el mejoramiento de las capacidades locales para el manejo forestal sostenible.

En años recientes, un nuevo enfoque emergente se centra en el desarrollo de PyMEF. Las PyMEF han surgido y se han desarrollado en países donde las comunidades y pequeños productores han asegurado la tenencia de la tierra, incluyendo los derechos a cosechar y vender productos forestales. En México hay cientos de PyMEF basadas en la explotación maderera, muchas de las cuales se han integrado verticalmente para el aserrío (Antinori y Bray 2005, Bray et al. 2005). El Petén, Guatemala, tiene un activo sector de PyMEF; once de un total de catorce concesiones forestales comunitarias se han organizado bajo la sombrilla de una empresa forestal comunitaria de segundo nivel (Carrera et al. 2006). Varios estudios de casos constatan la emergencia de PyMEF en Bolivia, Perú, Ecuador, Nicaragua, Honduras, Burkina Faso, Gambia, Nepal y Papúa-Nueva Guinea (Klooster y Ambinakudige 2005). El éxito de este enfoque dependerá de la capa-

cidad y voluntad de los actores para crear un marco legal y político favorable, fortalecer las capacidades técnicas, empresariales y financieras de las PyMEF y orientar los servicios técnicos, empresariales y financieros hacia las necesidades y realidades de los actores en las cadenas productivas.

Nivelando el terreno de juego

A pesar de los progresos alcanzados en cuanto a la tenencia de la tierra por parte de las comunidades y pequeños productores, el marco político-legal en los países tropicales generalmente no favorece el desarrollo de PyMEF. El sector forestal sigue siendo uno de los más regulados. Los marcos regulatorios de muchos países fueron creados principalmente para mitigar el impacto ambiental de la extracción maderera en gran escala, y no para promover el desarrollo de operaciones de manejo forestal comunitario y generar valor agregado a las mismas. Las regulaciones para la extracción y comercialización de productos forestales – como los requisitos para obtener los permisos correspondientes – son por lo general complejas. En muchos casos, las PyMEF tienen pocas alternativas para trabajar sin los permisos para poder competir, aun si manejan sus bosques sosteniblemente. El hecho de que una pequeña o mediana empresa forestal tenga que contratar a un profesional forestal para elaborar y ejecutar el plan de manejo significa costos prohibitivos, pues por lo general sus volúmenes de producción son bajos. Las agencias gubernamentales exigen, además, que las PyMEF sometan a aprobación sus estatutos y reglamentos internos relacionados con la implementación y monitoreo de sus planes de manejo. En algunos casos, no se han desarrollado formas de organización empresarial que tomen en cuenta las características institu-

cionales únicas de las PyMEF y sus objetivos sociales y económicos. Por ello, algunas PyMEF no tienen más opción que registrarse como ONG o asociación, con lo que se inhiben de acumular capital o distribuir sus ganancias entre los socios.

En consecuencia, las PyMEF suelen desenvolverse en un contexto de regulaciones excesivas, inadecuadas y contraproducentes. Por lo general, cuentan con insuficiente capital social y financiero para enfrentar los procesos burocráticos, y su ubicación en sitios remotos incrementa los costos para obtener información y hacer negocios. Los controles débiles o selectivos hacen que la tala ilegal no disminuya y cause competencia desleal a las PyMEF que operan legal y sosteniblemente.

Los gobiernos nacionales pueden emparejar la cancha mediante la creación de un marco regulatorio adecuado a las realidades y necesidades de las PyMEF, incluyendo incentivos financieros a las PyMEF que se encuentran en la etapa inicial del desarrollo empresarial. También pudieran reducir la carga de regulaciones aplicables a las PyMEF, o favorecer a aquellas que practican el manejo forestal sostenible o que hayan sido certificadas. Además, los gobiernos pudieran

revisar sus normativas relacionadas con la clarificación de la tenencia de la tierra, promoción de exportaciones y simplificación de trámites burocráticos para el manejo forestal sostenible y procesamiento de productos forestales. Otras opciones promisorias son las políticas de adquisiciones “verdes”, es decir la preferencia por productos forestales provenientes del manejo forestal sostenible en el marco de licitaciones públicas. También es posible aprovecharse del mercado; por ejemplo, el pago por servicios ambientales, como la conservación de la biodiversidad, protección de cuencas hidrográficas, fijación de carbono y mantenimiento de la belleza escénica, mediante el manejo forestal sostenible.

Hacia PyMEF más competitivas

Para capturar mayores beneficios en la cadena productiva de productos forestales, las PyMEF deben incrementar su productividad y eficiencia. Se puede empezar por poner en orden sus propias reglas y normas de organización, gerencia y administración. Es común que los conflictos internos relacionados con los objetivos sociales y económicos (p.e. ganancias versus empleo o inversión social) causen incrementos en los costos de producción y administración, y la pérdida de oportunidades

para agregar valor mediante una mayor calidad.

Muy raras veces se encuentran líderes de PyMEF con experiencia en administración de empresas, contabilidad o mercadeo. En muchos casos, los puestos administrativos principales son ocupados por los miembros de la junta directiva y no por administradores profesionales; en consecuencia, el personal cambia cada pocos años. Esto hace que se den curvas de aprendizaje en zigzag, que exigen inversiones adicionales en la formación del capital humano para evitar pérdidas económicas u otras a causa de decisiones de manejo equivocadas. También pueden surgir conflictos cuando varias PyMEF se organizan como asociaciones de segundo nivel para el procesamiento y mercadeo colectivo (o centralizado) de sus productos. A menudo, esos conflictos tienen que ver con las altas disyuntivas (*trade-offs*) entre mayor empleo en empresas de primer nivel y mayor productividad y eficiencia mediante un proceso centralizado en el segundo nivel. Estas situaciones reflejan una falta general de visión empresarial y acceso restringido a los servicios de apoyo especializados que las PyMEF necesitan para su desarrollo.

La mayoría de las PyMEF necesita fortalecer su capacidad de establecer relaciones duraderas con otras

Enfoques para el desarrollo del sector forestal de 1960 al 2000

	Años 60 y 70: crecimiento dirigido a la exportación	Años 80: reforestación y seguridad alimentaria	Años 90: manejo forestal sostenible	2000: desarrollo de PyMEF y gobernanza
Enfoque principal de desarrollo	Acumulación de capital vía explotación de recursos forestales	Desarrollo de habilidades técnicas: reforestación y manejo de bosque natural	Dimensión social, ambiental y económica del manejo forestal	Mayores ingresos a través de forestería comunitaria ambientalmente amigable y económicamente viable; mejoras en la gobernanza forestal
Principales actores	Empresas madereras para la exportación	Comunidades en bosques y proyectos de reforestación industrial	Comunidades en bosques y concesionarios madereros	Comunidades en bosques y empresas forestales comunitarias; municipalidades
Enfoque de productos y/o servicios	Maderas preciosas	Especies de crecimiento rápido en plantación	PNMB, especies menos conocidas y maderas preciosas	Maderas preciosas, especies menos conocidas, PNMB, servicios ambientales y turismo
Agentes claves	Gobierno, grandes empresas	Donantes y ONG	Donantes y ONG	Empresas, ONG y donantes

empresas a lo largo de la cadena productiva, incluyendo procesadoras y comerciantes. Por una parte, esas relaciones permiten capturar mayores beneficios mediante una formulación de arreglos institucionales para compartir riesgos y beneficios, una definición sobre las oportunidades para generar un mayor valor agregado, acceso a información oportuna sobre los mercados y a servicios técnicos, empresariales y financieros para mejorar el cumplimiento de las PyMEF con las exigencias del mercado. Por otra parte, para que tales relaciones funcionen efectivamente, las PyMEF deben comunicarse y coordinar de manera eficiente y mejorar constantemente sus capacidades para entregar productos de calidad a tiempo y en cantidad suficiente. Las inversiones en tecnologías para fortalecer la infraestructura y la productividad y en la formación de capacidades son necesarias para cumplir con requisitos como innovación en el diseño de productos y la organización empresarial.

Los proveedores de servicios técnicos, empresariales y financieros – tales como las agencias estatales, ONG, proyectos, consultores y empresas privadas – juegan un papel crítico en la promoción del desarrollo de las PyMEF y su integración exitosa a las cadenas productivas. Los proveedores de servicios han centrado sus esfuerzos en la formación de capacidades técnicas para el manejo y la conservación de los bosques, y más recientemente en el procesamiento de madera y PNMB. Se ha puesto relativamente poca atención a servicios para promover el desarrollo empresarial y la integración a las cadenas. Se requieren servicios especializados de desarrollo empresarial para el fortalecimiento institucional local y la formación de capacidades en administración de empresas, análisis de mercado, planeamiento estratégico y liderazgo empresarial (Hitchins et al. 2004). Los proveedores de servi-



Foto: Geoffrey Venegas.

Alrededor de mil millones de personas que viven en la pobreza dependen parcial o totalmente de productos forestales maderables y/o no maderables

cios financieros no han estado muy dispuestos a financiar a las PyMEF por el poco conocimiento que llevan sobre el sector y sus posibilidades, además del alto riesgo percibido (FAO 2005). La percepción de alto riesgo tiene que ver con la lejanía y aislamiento de muchas PyMEF, el engorroso marco político-legal dentro del cual operan, sus limitadas posibilidades de asegurarse contra riesgos (colaterales), y el conocimiento limitado sobre los mercados de productos forestales, y oportunidades y riesgos relacionados.

Los mecanismos de mercado para la provisión de servicios empresariales y financieros pueden aumentar la calidad y cobertura de los servicios para las PyMEF. Sin embargo, su

implementación exigirá inversiones significativas tanto en el lado de la oferta como de la demanda. Por ejemplo, en el lado de la demanda, las PyMEF deberán incrementar su capacidad y disposición a pagar por los servicios; asimismo, deberán reconocer los servicios que necesitan para su desarrollo con visión a largo plazo. En el lado de la oferta, se requiere fortalecer la formación de una masa crítica de proveedores de servicios que respondan de manera eficiente a las demandas y necesidades de las PyMEF.

El camino hacia adelante

Para superar los desafíos que las PyMEF enfrentan se requiere de una acción concertada entre los actores

involucrados. La conferencia produjo las siguientes recomendaciones:

Las PyMEF necesitan:

- buscar nuevas oportunidades de hacer negocios, adquirir capacidades para adoptar nuevos modelos empresariales y establecer alianzas de beneficio mutuo con otras empresas a lo largo de la cadena productiva, incluyendo procesadores y comerciantes,
- invertir en asociaciones de segundo nivel que unan a las PyMEF de primer nivel para lograr economías de escala en procesamiento y mercadeo y un mayor poder de negociación,
- promover alianzas con proveedores de servicios técnicos, empresariales y financieros que tengan impacto en aspectos cruciales y fortalezcan los medios de vida rurales,
- asegurar que la productividad y eficiencia reciban al menos tanta atención como los objetivos sociales y ambientales, mediante el desarrollo de instituciones especializadas en la administración empresarial a nivel de comunidad y entre las PyMEF.

Los proveedores de servicios y ONG necesitan:

- ampliar su oferta para incluir servicios que promuevan eficazmente el desarrollo empresarial y la integración a las cadenas productivas,
- apoyar a las PyMEF en la formulación de sus demandas por servicios técnicos, empresariales y de

financiamiento mediante un proceso de concientización, reflexión autocrítica, negociación y generación de confianza,


- identificar y fortalecer capacidades y crear nexos con otros proveedores de servicios y empresas que ofrezcan servicios complementarios,
- usar enfoques de mercado al ofrecer servicios técnicos y empresariales, mediante el diseño y la implementación de mecanismos eficaces para compartir costos y beneficios con las PyMEF,
- garantizar el acceso de las PyMEF al crédito: ampliar la oferta de productos crediticios, seguros y ahorro disponibles, ampliar la clientela base, y tomar medidas para reducir los costos de transacción – p.e. usando mejores sistemas de manejo de información y reduciendo el papeleo excesivo.

Los gobiernos y organizaciones internacionales necesitan:

- crear un ambiente favorable para el desarrollo de las PyMEF: reglas claras de tenencia, procedimientos simples de registro de la empresa y de exportación, esquemas accesibles de impuestos e incentivos financieros,
- facilitar el flujo de información a lo largo de las cadenas productivas; ferias de comercialización de maderas especiales y PNMB,

- adoptar enfoques de mercado al ofrecer servicios, mediante mecanismos de pago innovadores (p.e. *vouchers*) y actualización de las capacidades de los proveedores de servicios para identificar y responder a las necesidades de las PyMEF,
- fomentar la cooperación entre proveedores individuales de servicios para aumentar el impacto,
- alentar la formación de plataformas de actores múltiples para facilitar el manejo de conflictos y los nexos entre empresas y comunidades,
- alentar la formación de plataformas y redes entre PyMEF, proveedores de servicios técnicos, empresariales y financieros y otros actores a lo largo de la cadena productiva,
- apoyar la investigación para entender mejor los casos de éxito y las prácticas efectivas de desarrollo de PyMEF, los factores críticos de éxito y el potencial para el escalonamiento.

Para más información

Para más información sobre la Conferencia Internacional *Desarrollo de Pequeñas y Medianas Empresas Forestales para la Reducción de la Pobreza: Oportunidades y Desafíos en los Mercados Globalizantes*, realizada en CATIE, Costa Rica, 23-25 mayo, 2006, visite <www.catie.ac.cr/econociosforestales/conferencia>. 

Literatura citada

Antinori, C; Bray, B. 2005. Community Forest Enterprises as Entrepreneurial Firms: Institutional and Economic Perspectives from Mexico. *World Development* 33(9):1529-1543.

Banco Mundial. 2004. *Sustaining Forests: A Development Strategy*. Banco Mundial, Washington, D.C.

Bray, D; Merino-Pérez, L; Barry, D. 2005. Community Management in the Strong Sense of the Phrase: The Community Forest Enterprises of Mexico. *In* Bray, D; Merino-Pérez, B. eds. *The Community Forests of Mexico: Managing for sustainable Landscapes*. The University of Texas Press, Austin, Texas.

Carrera, F; Stoian, D; Campos, JJ; Morales, J; Pinelo, G. 2006. Forest Certification in Guatemala. *In* Cashore, B; Gale, F; Meidinger, E; Newsom, D. eds. *Confronting Sustainability: Forest Certification in Developing and Transitioning Countries*. Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, CT. p. 363-406.

FAO. 2005. *Microfinance and forest-based small-scale enterprises*. Rome, IT. (FAO Forestry Paper 146). Disponible en línea: <http://www.fao.org/docrep/008/a0226e/a0226e00.htm>

Hitchins, R; Elliott D; Gibson, A. 2004. *Making Business Service Markets Work for the Poor in Rural Areas: A Review of Experience*. Informe preparado para DFID. Disponible en línea: <http://www.springfieldcentre.com/publications/sp0402.pdf>

Klooster, D; Ambinakudige, S. 2005. The Global Significance of Mexican Community Forestry. *In* Bray, D; Merino-Pérez, B. eds. *The Community Forests of Mexico: Managing for sustainable Landscapes*. The University of Texas Press, Austin, Texas.

Zivnaska, JA. 1966. The Integration of Forest Development Plans and National Development Plans: How to Make the Forestry Case at the National level. *Proceedings of the 6th World Forest Congress*, Madrid.

Guía sobre los Mercados y la Comercialización de Proyectos MDL Forestales

El Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) definido en el Artículo 12 del Protocolo de Kioto (PK) permite a los países industrializados (Partes Anexo I) adquirir Certificados de Reducción de Emisiones (CERs) provenientes de actividades de proyecto implementadas en países en desarrollo (Partes no Anexo I). Los CERs generados por este tipo de actividades pueden ser utilizados por las Partes Anexo I para cumplir con sus metas de reducción de emisiones. Las actividades de proyecto MDL deben también ayudar a los países en desarrollo a lograr un desarrollo sostenible y contribuir al objetivo último de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC).

Las únicas actividades forestales elegibles bajo el MDL son forestación y reforestación (FR). Estas pueden incluir forestación o reforestación de tierras degradadas, conversión de tierras agrícolas a sistemas agroforestales y plantaciones forestales, entre otras. Las actividades de proyecto MDL forestales están sujetas a modalidades y procedimientos específicos del MDL.

Las actividades FR-MDL tienen el potencial de mejorar los medios de vida de los habitantes de zonas rurales empobrecidas de países en desarrollo, al apalancar inversiones en el sector forestal que de otra manera no hubieran ocurrido en la ausencia de la posibilidad de vender CERs.

En los últimos dos años, se han transado más de US \$18 billones en el mercado internacional de carbono, correspondientes a más de 992 millones de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO₂e). Actualmente, más de 500 actividades de proyecto han sido registradas bajo el MDL, habiéndose transado ya más de 421 millones de CERs, que representan cerca de 20% de las transacciones en el mercado del carbono.

Debido a varias razones originadas en la negociación política del PK, así como a demoras experimentadas en la definición de las modalidades y procedimientos y a los aspectos técnicos inherentes que enfrenta el desarrollo de actividades de proyecto MDL de forestación y reforestación, hasta ahora solo un proyecto forestal ha sido registrado de manera exitosa en el MDL. Sin embargo, 2006 fue un año importante porque una serie de metodologías de línea de base y monitoreo para proyectos forestales MDL han sido aprobadas, motivando un renovado interés en el mecanismo entre los desarrolladores de este tipo de proyectos.

Dada la poca experiencia obtenida en la comercialización de CERs provenientes de proyectos forestales, la presente guía aspira a proveer información a los desarrolladores de proyecto sobre los mercados y la comercialización de CERs de proyectos forestales. La guía lleva al lector a través de las etapas de desarrollo de un proyecto forestal MDL, las características específicas de los CERs forestales y la demanda por este tipo de créditos.

Esta guía ha sido preparada por el proyecto FORMA, una iniciativa de un consorcio de instituciones de investigación, cuyo objetivo es el fortalecimiento de las capacidades para el MDL en América Latina, en los sectores forestal y de bioenergía. FORMA provee asistencia técnica y financiera a desarrolladores de proyecto y se encuentra actualmente publicando una serie de herramientas y guías técnicas dirigidas a facilitar la preparación de actividades de proyecto MDL en los dos sectores arriba mencionados.

Los autores de la presente guía son Till Neef y Sabine Henders de EcoSecurities, quienes trabajaron como consultores para el Proyecto Forma.



Puede obtener la versión electrónica en formato pdf tanto en inglés como en español en www.proyectoforma.com

Zenia Salinas, M.Sc.

Coordinadora del Proyecto FORMA
Grupo Cambio Global
CATIE 7170
Telefono: ++ (506) 558-2343
Fax: ++ (506) 558-2053
Email: zsalinas@catie.ac.cr

