

Revista FORESTAL

Centroamericana

Abril - Junio 2002 N° 38

Edición Especial



**Avances técnicos en
Manejo y
Conservación de
Bosques Tropicales
y Biodiversidad**



La Revista Forestal Centroamericana es producida en la Unidad de Comunicación del CATIE, Sede Central.

Puede visitarla también en:
www.catie.ac.cr/informacion/RFCA/

Comité Editorial Internacional

José Joaquín Campos
Jefe, Departamento Forestal. CATIE

Ronnie De Camino
Universidad para la Paz

Glenn Galloway
Líder Proyecto TRANSFORMA. CATIE

David Kaimowitz
Director del CIFOR

Anita Varsa
Coordinadora de PROCAFOR

Comité Editorial Operativo CATIE

Róger Villalobos, Director
Lorena Orozco
Dietmar Stoian
Fernando Carrera
Gabriel Robles

Revisores técnicos

Róger Villalobos
Luis Diego Delgado

Equipo de producción

Alexandra Cortés, Editora
Karina Núñez, Asistente
Rocío Jiménez, Diseño
Vicza Salazar, Secretaria
Guiselle Brenes, Internet
Rigoberto Aguilar, Revisión bibliográfica

Esta revista es indizada en las Bases de Datos CABI, Tropag & Rural, entre otras.

Impreso en papel reciclable 

CATIE
Centro Agronómico Tropical
de Investigación y Enseñanza

Revista FORESTAL

Centroamericana

El Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) es un centro regional dedicado a la investigación y la enseñanza de posgrado en agricultura, manejo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. Sus miembros regulares son: el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Belice, Bolivia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, República Dominicana y Venezuela. El presupuesto básico del CATIE se nutre de generosas aportaciones anuales de estos miembros, los cuales a su vez conforman su Consejo Superior.

Dr. Pedro Ferreira
Director General

Dr. Markku Kanninen
Subdirector General

Ajustamos periódicamente el portafolio temático del CATIE para dar respuesta a las prioridades de sus países miembros. Para actuar de forma rápida y efectiva, hemos agrupado los esfuerzos en tres áreas fundamentales de acción:

► **Educación:** la Escuela de Posgrado del CATIE forma líderes capaces de potenciar los procesos de innovación y la toma de decisiones. Por más de 60 años se ha capacitado a miles de mujeres y hombres latinoamericanos, quienes hoy impulsan la conservación y la protección de los recursos naturales en América Latina.

► **Investigación:** enfocando temas de agricultura tropical, economía ambiental, recursos naturales, agroforestería y forestería, buscamos soluciones mediante la investigación interdisciplinaria, las alianzas estratégicas y las redes. Con estas acciones se contribuye al fortalecimiento y al desarrollo tecnológico de los países miembros.

► **Cooperación técnica:** los proyectos de cooperación para el desarrollo respaldan nuestra acción más directa en el campo en los diferentes países. Estos proyectos proveen una oportunidad única para la transferencia de tecnologías con el apoyo de organizaciones nacionales y locales, evaluación en el campo e investigación participativa.



Los contenidos, ideas u opiniones expresadas en los artículos son responsabilidad de los autores; no reflejan necesariamente la opinión de los comités de la Revista Forestal Centroamericana ni del CATIE.

Se permite la reproducción parcial o total de la información aquí publicada, siempre y cuando se nombre la fuente, se remitan tres copias a la redacción y se utilice sin fines de lucro.

Fotografías de la portada: Róger Villalobos, WWF Centroamérica y Paulo Amaral.

Suscripción en Centroamérica: 1 año US\$25, dos años US\$45. **América Latina y el Caribe:** 1 año US\$35, dos años US\$60. **Resto del mundo:** 1 año US\$45, dos años US\$80.

Colaboraron en la revisión de esta edición: Bryan Finegan, José Joaquín Campos, Bastiaan Louman, Florencia Montagnini, Francisco Mesén.

Sede Central CATIE 7170, Turrialba, Costa Rica
Tel. (506) 556 6784/558 2637 Fax (506) 556 6282 Correo: rforesta@catie.ac.cr
Internet: www.catie.ac.cr/informacion/RFCA/



Perspectivas	4
Editorial	5
Foro	
Formación de recursos humanos en seguridad ambiental. <i>Rolain Borel, Ronnie de Camino</i>	6
Comunicación técnica	
Principios, criterios e indicadores para la evaluación de corredores biológicos y su aplicación. Caso Costa Rica. <i>Daniele Paulo de Campos, Bryan Finegan</i>	9
*Estándar y procedimiento para la certificación del manejo de áreas protegidas. <i>María da Penha Padovan, José Joaquín Campos, Miguel Cifuentes</i>	14
Cambio del uso y cobertura de la tierra y la conservación del bosque en dos áreas protegidas. Costa Rica. <i>Tania Bermúdez, Gilberto Páez, Sergio Velásquez, Estella Motte</i>	21
Potencial de las plantaciones de teca y pajonales en la conservación de la diversidad de avifauna. Subcuenca del Lago Gatún, Canal de Panamá. <i>Judith Perla, Bryan Finegan, Diego Delgado</i>	27
Variación de las características de la comunidad vegetal en relación al efecto de borde en fragmentos de bosque Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá. <i>Hilda Lezcano, Bryan Finegan, Richard Condit, Diego Delgado</i>	33
Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus implicaciones para el manejo y la conservación. <i>Angela Forero, Bryan Finegan</i>	39
Composición florística y estructura de bosques secundarios en el municipio de San Carlos, Nicaragua. <i>Chelsia Moraes, Bryan Finegan, Markku Kanninen, Luis Diego Delgado, Milena Segura</i>	44
Herramientas para la planificación del manejo de bosques a escala de paisaje en el sudeste de Nicaragua. <i>Marcelo Perdomo, Glen Galloway, Bastiaan Louman, Bryan Finegan, Sergio Velásquez</i>	51
Comportamiento de las especies y preferencias de los productores. Plantaciones forestales en Costa Rica y Nicaragua. <i>Daniel Piotto, Florencia Montagnini, Markku Kanninen, Luis Ugalde, Edgar Víquez</i>	59
Desarrollo de un método de micropropagación aplicable a genotipos selectos de <i>Cedrela odorata</i> L. Optimización de la fase de multiplicación. <i>Julián Pérez, Francisco Mesén, Luko Hilje, María E. Aguilar</i>	67
Evaluación de las condiciones, procesos y resultados del manejo forestal comunitario en la Amazonía Brasileña. <i>Paulo Amaral, José Joaquín Campos</i>	72
Manejo forestal diversificado en una comunidad ribereña de la Amazonía brasileña: consideraciones sociales y silviculturales. <i>André da Silva, José Joaquín Campos, Róger Villalobos, Bastiaan Louman, Luiza Gonçalves</i>	78
Productos de bosques secundarios del Sur de Nicaragua con potencial para la elaboración de artesanías de Masaya. <i>Raimunda Santana, Florencia Montagnini, Bastiaan Louman, Róger Villalobos, Manuel Gómez</i>	85
Actualidad	
Servicios Ambientales: ¿pueden pagar nuestra salida de la deforestación?	91
*Una contribución a la generación sostenible de conocimientos. Cátedras latinoamericanas del CATIE	92
¿Qué informa la prensa?	94
V Congreso Forestal Centroamericano y I Congreso Forestal de Panamá	95
Sitios web de interés	96
Calendario de Actividades	97
Publicaciones	98

El fin de año es para muchos motivo de celebración, unión familiar o vacación. Otros ven este momento como un espacio propicio para la reflexión y revisión de las actividades que han realizado a lo largo de todo un año. Para quienes aún somos estudiantes, el fin de año representa la oportunidad de concluir una materia ...o toda una carrera.

Conforme se acerca diciembre muchos asuntos se empiezan a complicar para nosotros los estudiantes: la presión familiar por la vacación y navidad, la urgencia por concluir todos los exámenes de forma satisfactoria, la premura por terminar nuestra investigación, pero sobretodo por demostrar nuestras hipótesis, por cumplir todos los objetivos planteados, por mostrar el valor de nuestro estudio y la necesidad de seguir ahondando en el tema. En fin, son un sinnúmero de detalles que deben tenerse listos y que parece que nunca van a estar a tiempo. Entre más se acerca el gran final (presentación del trabajo o tesis) más presión se siente y ésta aumenta si nuestra casa está a varias horas en avión de nuestro centro de estudios.

El día de la presentación o defensa de tesis es el día más anhelado por la gran mayoría. Luego de este día, mágicamente la presión disminuye o desaparece. Muchos nos sentimos nuevamente felices, recordamos que tenemos amigos más que enemigos, que estamos casi en navidad y es hora de llamar a nuestra casa, comprar regalos e ir al peluquero por un nuevo estilo. De pronto parece que todo toma un nuevo color y que aquella máquina que nos dio problemas durante la impresión de nuestro trabajo final no se vuelve a trabar, y así todo vuelve a funcionar como de costumbre.

¿Y...? y nos vamos a celebrar, sacamos unas 10 copias de nuestro trabajo las ponemos en la biblioteca, otras las entregamos a nuestros profesores guía, cumplimos con otros requisitos administrativos y esperamos que nos digan día y hora de la graduación. ¿Pero y el estudio de graduación que nos consumió tantas y tantas horas de análisis quién lo valoró? ¿cuánta gente llegó a nuestra defensa? ¿se archivará? ¿retomará el trabajo alguien más?

Para muchos con la presentación o defensa de tesis concluye su labor, termina su requisito académico y de esta forma privan de las conclusiones de su estudio a especialistas, investigadores y técnicos de campo de otras regiones o países e incluso a las mismas comunidades en las cuales realizaron su trabajo.

Este número especial de la Revista Forestal es una muestra de que no todos los estudiantes consideran que su "requisito académico" concluye

con la presentación de sus resultados; muchos, como los autores que aparecen en esta edición, saben que el objetivo final de la investigación científica es la publicación.

Por tercer año consecutivo esta revista abre sus páginas para presentar los resultados de las investigaciones realizadas por los estudiantes de la Maestría de Manejo y Conservación de Bosques y Biodiversidad del CATIE, una maestría que cuenta con el respaldo académico y profesional de diversos especialistas egresados de destacadas universidades europeas, norteamericanas y latinoamericanas.

Como veremos en **Actualidades** esta Maestría recibe apoyo de diferentes actores. En la primera nota de esta sección, Róger Villalobos y Luis Diego Delgado no informan que varios de los cursos de esta Maestría tienen el apoyo de la Cátedra Latinoamericana de Ecología en el Manejo de Bosques Tropicales y la Cátedra Latinoamericana de Manejo Diversificado de Bosques Tropicales. Los profesionales que integran estas cátedras tienen también la responsabilidad de ser profesores consejeros o miembros de los comités de tesis de al menos 10 estudiantes por año.

En **Foro** Rolain Borel y Ronnie de Camino comentan sobre la urgencia de ahondar más en el tema de la seguridad ambiental e incluso proponen la formación de líderes en este ámbito, un reto que lanzan a las escuelas y centros de estudio de la Región.

Comunicación Técnica contiene doce artículos, los cuales resumen los principales resultados de las investigaciones en manejo y conservación de bosques tropicales y biodiversidad, elaboradas en el CATIE durante el 2001.

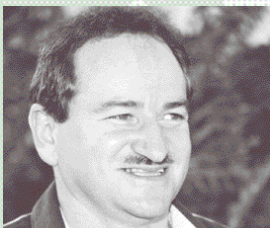
De parte de todo Comité Editorial agradecemos a Róger Villalobos y Luis Diego Delgado por su excelente trabajo y dedicación en la calidad técnica de este informe especial. Asimismo queremos felicitar a los profesores Dr. Manuel Guariguata y Dr. Francisco Jiménez por sus distinciones de mejor profesor del 2001; y a Chelsia Moraes, máster en bosques y biodiversidad, por tener el mejor promedio de la promoción 2000-2001 de esta Maestría del CATIE.

Como es costumbre, la invitación queda abierta para que usted nos envíe su artículo y para que pase a formar parte de nuestra red de suscriptores. También puede visitarnos en www.catie.ac.cr/informacion/RFCA y adquirir su suscripción electrónica.

Alexandra Cortés,
 Editora
 Revista Forestal Centroamericana



Dr. Manuel Guariguata. Profesor Manejo y Conservación de Bosques y Biodiversidad. Mejor profesor 2001.



Dr. Francisco Jiménez. Profesor Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas. Mejor profesor 2001.



Chelsia Moraes Ferreira. Brasil. Mejor Promedio de Maestría. Promoción 2000-2001

Los desafíos de la Educación Forestal en una época de cambios

La educación, en campos relacionados con el manejo de los recursos forestales, enfrenta grandes desafíos en la actualidad, debido a los rápidos y constantes avances científicos y tecnológicos, así como de la comunicación, y los cambios en los valores de la sociedad con respecto a los bosques.

Esto por supuesto obliga a que los programas y las estrategias de educación deban adecuarse constantemente a esos cambios para formar profesionales capaces de contribuir al manejo sostenible de los recursos forestales y al desarrollo de nuestros países. El papel de los educadores debe por tanto propiciar una actitud más reflexiva, analítica y crítica por parte de los estudiantes.

Algunos principios que podrían orientar la educación actual, para adaptarse a los nuevos retos imperantes, se resumen a continuación:

- 1. Propiciar la búsqueda de la mayor cantidad de fuentes de información sobre el tema (no limitar los recursos de información).** Anteriormente era bastante común que algunos profesores mantuvieran un documento mimeografiado como la base de su curso, o peor aún, como la única fuente de información sobre la temática en particular. En la actualidad el profesor debe más bien motivar a los estudiantes a investigar la gran cantidad de fuentes de información que hay disponibles, muchas de las cuales no serán inclusive del conocimiento del propio profesor. Puedo comprender que sería más sencillo para el profesor hacer que sus estudiantes solo acceder a la información que sea de su conocimiento y dominio, pero obviamente eso no será lo mejor para los estudiantes.
- 2. Motivar a los estudiantes a analizar y cuestionar constantemente los paradigmas establecidos y no a memorizar información o aprender recetas que funcionaron en el pasado.** Para ilustrar esto quisiera relatar la anécdota de un amigo mientras estudiaba en la Universidad de Oxford: en su primer día de una clase tutorial, su profesor le entregó un artículo escrito por un reconocido autor y le pidió que lo leyera para la siguiente clase. Mi amigo leyó el artículo de este reconocido autor con la idea de memorizar lo máximo posible; cuando llegó a la siguiente tutoría, a la pregunta de su profesor de si había leído el documento, él respondió orgullosamente que sí. Inmediatamente su profesor le hizo la pregunta "¿Dígame en que no estuvo de acuerdo con el artículo?" Esa fue la primera gran lección de sus estudios en Oxford. Las cosas cambian, hay nuevos paradigmas y las recetas ya no funcionarán.
- 3. Procurar la formación integral de los estudiantes como personas y líderes, y no solo preocuparse por el bagaje de conocimientos técnicos.** Debemos pensar en formar líderes en el campo ambiental, personas que tengan capacidad de influir en las políticas y en los actores más relevantes. Que tengan capacidad de ayudar a resolver dos de los problemas mayores

que vive el mundo y nuestros países: la creciente pobreza y también creciente degradación ambiental. Ahora debemos entender que los líderes deben poseer dos elementos fundamentales: su competencia técnica y su carácter. Desdichadamente muy pocos centros de formación profesional se preocupan por este último aspecto.

Los líderes ambientales, que deberían surgir de los procesos de educación actuales, deben tener la capacidad de visualizar y articular nuevos paradigmas que contribuyan a resolver los dos problemas principales de la Región, considerando toda la cadena de producción, el desarrollo de tecnologías competitivas y amigables con el ambiente, el acceso a la tecnología y los mecanismos financieros novedosos. Al respecto, un ejemplo de gran relevancia y vigencia es el pago por los servicios ambientales que proveen los ecosistemas forestales, que permite al propietario del bosque capturar los beneficios económicos de la aplicación de prácticas sostenibles, mejorar su capacidad de gestión, la competitividad de las pequeñas y medianas empresas forestales y del medio rural, y finalmente el acceso a los mercados que paguen un precio justo por sus productos y servicios.

Einstein dijo una vez: "los problemas que estamos viviendo hoy no los podremos resolver pensando al mismo nivel que lo hacíamos cuando los creamos"; según esa premisa debemos propiciar que nuestros egresados sean capaces de analizar los problemas actuales, heredados muchas veces de decisiones equivocadas, y proponer nuevas formas de hacer las cosas.

Por otro lado, la educación está fuertemente afectada por la globalización; como ejemplo existen grados conjuntos entre universidades del norte y del sur, la educación virtual, programas internacionales donde una parte de la formación se da en un país y otra en otra región del mundo. En este sentido, me gustaría que asumiéramos el reto de crear una "escuela ambiental latinoamericana".

Los problemas que conlleva el desarrollo rural y la conservación y uso sostenible del recurso forestal no son idénticos entre países, pero la búsqueda de alternativas será más efectiva con un intercambio eficiente de información y una integración de los procesos de investigación, experiencias piloto y validación en el nivel regional. Las variadas experiencias documentadas permitirán definir las principales premisas de manejo sostenible de los recursos forestales y la biodiversidad aplicables a la Región, pero a la vez promover una evolución integral y constante de las mismas, nutrida por los nuevos líderes del sector.

*José Joaquín Campos
Jefe, Departamento Forestal
CATIE*

Formación de recursos humanos en seguridad ambiental

Rolain Borel
Ronnie de Camino

La mayor visibilidad del discurso sobre la seguridad ambiental se refleja en un amplio abanico de definiciones, desde visiones e intereses muy diferentes. Muchos grupos hablan de seguridad ambiental, pero ¿todos hablarán de lo mismo?



¿Qué es la seguridad ambiental? En los últimos años se nota un aumento en el interés internacional por el tema de la seguridad ambiental. Probablemente este interés se deriva de varias causas, entre ellas están: el fin de la guerra fría, la que permite focalizar temas nuevos, previamente opacados por la dinámica este-oeste; el volumen creciente de información sobre los problemas mundiales del medio-ambiente; la recurrencia de catástrofes naturales de enorme impacto (por ejemplo: Mitch, Cerros del Litoral Venezolano) y el incremento de la percepción de que los temas ambientales tienen el potencial de convertirse en conflictos internos o entre países.

La mayor visibilidad del discurso sobre la seguridad ambiental se refleja en un amplio abanico de propuestas de definiciones, desde visiones e intereses muy diferentes. Muchos grupos hablan de seguridad ambiental, pero ¿todos hablarán de de lo mismo? Obviamente no. Hay definiciones impregnadas de las agendas de seguridad nacional, con un fuerte contenido militar, y las hay mucho más amplias, a veces algo vagas, que tien-

den a confluir con los intereses y proposiciones del “desarrollo sostenible”.

El término de “seguridad ambiental” puede referirse a diversos focos de atención (Glenn y Gordon 2001):

- Los efectos adversos de las actividades humanas, incluyendo, pero no solamente, las actividades militares, sobre el medio ambiente, concebido éste como un bien en sí, cuyo valor se expresa como contexto de la vida humana actual o futura.
- Los efectos de los cambios ambientales, especialmente la escasez derivada de la degradación ambiental, sensu Homer-Dixon (2001) en la estabilidad interna de los países más vulnerables. En este sentido se reconoce que la degradación ambiental puede no ser la única causa de conflictos violentos, pero sí puede contribuir a su estallido, especialmente cuando concurren elementos de vulnerabilidad, débil gobernabilidad, baja legitimidad de las autoridades, entre otros factores (Dabelko 1999). Las conductas no-sostenibles de empresas (petróleo, minería) y la corrupción relacionada con el uso de recursos naturales son otros factores contribuyentes.
- Los efectos de los cambios ambientales en la seguridad humana y en el bienestar de las poblaciones. Esto incluye, entre otros, los desastres naturales con grados variables de causalidad antropogénica.

Una de las buenas definiciones propuestas es:

La seguridad ambiental es la minimización proactiva de las amenazas antropogénicas a la integridad funcional de la biosfera y así a su componente interdependiente humano

(Traducción libre de: Barnett 1997)¹.

Un elemento interesante de esta definición es su enfoque hacia la acción (¿Qué se puede hacer hacia la *minimización proactiva?*), lo que es de especial interés para la formación de profesionales. Otra reflexión que se deriva de esta definición, y de muchas

otras similares, es que la promoción de la seguridad ambiental no es de la (única) incumbencia de las agencias tradicionales de seguridad estatal ni de los ejércitos, sino que involucra a muchísimos más actores de la sociedad civil, incluyendo a la gente misma.

Así como parece tomar importancia el tema de la seguridad ambiental, hay corrientes de pensamiento que se alarman frente a esta tendencia. Uno de los argumentos parte de la interpretación de que el término de seguridad ambiental fue acuñado con el solo propósito de ubicar el medio ambiente en el ámbito de la “alta política” (Lodgaard 1992, citado por Gleditsch 1998). Existe también el peligro de la militarización del tema, es decir la participación de los militares en la definición de agendas que no deberían ser de su incumbencia. No es impensable, además, el uso de la retórica de la seguridad ambiental para justificar operaciones militares en el nombre de la “protección de recursos globales”. Otros ven en el discurso de la seguridad ambiental otro elemento hegemónico del “Norte”, ya que su definición depende en gran parte de la “seguridad de quién” y señalan la necesidad de incluir la visión de los países del Sur en cualquier definición (López 2002). Finalmente, a la visión de la seguridad ambiental amenazada por la degradación de los recursos, hay quienes oponen un análisis de las dinámicas de control de recursos como el petróleo, los diamantes o las maderas preciosas tropicales (Dabelko 1999).

Principales temas relacionados con la seguridad ambiental

Además de la pobreza, que es o debería ser el tema central de la seguridad ambiental, las principales preocupaciones se pueden catalogar de la siguiente manera:

El **cambio climático** es el elemento de mayor envergadura en materia ambiental. Aunque la magnitud y la velocidad de evolución de sus efectos están aún en discusión, su carácter global le da una importancia indiscutible. Más

que cualquier otro cambio ambiental, sus consecuencias en la sobrevivencia de sectores amplísimos de la población mundial pueden desatar una crisis de mayor envergadura especialmente en los más pobres que viven en sitios de mayor fragilidad y riesgo del Sur.

Aún cuando los efectos del cambio climático no se manifiesten de inmediato, la **degradación de muchos ecosistemas** y la vulnerabilidad a los desastres son otras preocupaciones significativas. La relación entre la escasez de recursos y la violencia se explica por la reducción en la “oferta” de recursos (fenómenos ligados a la degradación), a la demanda (aumento de la población) y a la “marginalización ecológica” de sectores, debido a la mala distribución de los recursos y a su acceso restringido (Dabelko *et al.* 2000).

Los **refugiados ambientales** forman parte del mismo grupo de preocupaciones y pueden originarse de problemas ambientales que los obligan a huir, o la huida puede deberse a situaciones conflictivas violentas, y los refugiados ocasionan fenómenos de degradación ambiental en las zonas que los acogen. Los refugiados llegan a menudo a lugares de baja oferta y frágiles, ejerciendo demandas que suman a los problemas existentes.

El **agua dulce** es otro tema álgido en la agenda de la seguridad ambiental, ya que se encuentra bajo una presión constante, aún en países abundantemente provistos, como es el caso de la mayor parte de América Central. La industria, la agricultura y la población en general tienen demandas competitivas. Uno de los debates actuales sobre el agua es si es un derecho humano, o una mercancía. Conferencias internacionales recientes (Morry 2001) interpretan que es una mercancía sujeta, por ejemplo, a las reglas de la Organización Mundial del Comercio. Esto podría implicar que un país con agua abundante no puede negarse a exportar agua a otro país con suficiente capacidad de pago, aunque esto signifique reducir el consumo local de la gente más necesitada.

¹ Environmental security is the proactive minimization of anthropogenic threats to the functional integrity of the biosphere and thus to its interdependent human component. (Barnett 1997)

No es difícil imaginar que esta situación presentaría (¿presentará?) situaciones dramáticas de inequidad y tensiones sociales considerables. Además el recurso se orientaría a sectores con alta rentabilidad financiera, aunque su rentabilidad social sea baja.

Un problema similar es la **erosión de la biodiversidad** y los temas conexos del acceso al conocimiento, los derechos de propiedad y las patentes.

El **acceso** de las poblaciones rurales e indígenas a los recursos naturales para su subsistencia (estamos hablando de más de la mitad de la población mundial) forma otro gran grupo de problemas de seguridad ambiental, como lo ejemplariza la lucha por el control de 100 millones de hectáreas por grupos indígenas en la cuenca amazónica (White y Martin 2002).

Implicaciones para la formación

Los aspectos más relevantes que deberían ser tomados en cuenta para la formación de profesionales en este tema son:

- Un enfoque hacia el desarrollo sostenible, como forma de terminar la pobreza y mejorar la seguridad de las futuras generaciones.
- Una clara percepción, desde una perspectiva multicultural, del papel de la seguridad ambiental en la geopolítica dentro del marco superior de la seguridad humana.
- Una visión crítica, insistiendo en la palabra "crítica", de las diferentes visiones y agendas de seguridad am-

biental, así como del papel respectivo de los distintos actores en las *acciones proactivas*.

- Un análisis detallado de los cambios ambientales mundiales, regionales y locales y de sus consecuencias para los grupos más vulnerables, incluyendo: el cambio climático, la degradación de los recursos (entre estos especialmente el agua, los suelos, los bosques y la biodiversidad) y el acceso a los recursos por grupos rurales, indígenas, y refugiados ambientales, así como un estudio en el tema de los desastres "naturales". Este análisis debería incluir las bases teóricas y metodológicas, las evidencias científicas y las experiencias a diferentes niveles de agregación.
- Una evaluación del balance entre el manejo de recursos y su consumo apropiado en diferentes contextos para mejorar la capacidad y disminuir la presión.
- Un claro entendimiento del papel de las instituciones internacionales y de los mecanismos de cooperación internacional.
- Un abanico de medidas proactivas y concretas, incluyendo el manejo de recursos naturales, la prevención de conflictos, la reducción de riesgos ambientales, la reducción de la pobreza, la cooperación internacional en el tema del medio ambiente con sus elementos particulares de manejo de la complejidad y del pensamiento a largo plazo, diálogos Norte/Sur y Sur/Sur.

- El balance en la educación entre la teoría y la práctica, entre los conceptos y "las manos en la masa".

El manejo de recursos naturales se perfila como una herramienta privilegiada de promoción de la paz y en un modelo para otros sectores. La preparación y uso de indicadores para todos los sectores involucrados en el tema de la seguridad ambiental, basados en los éxitos alcanzados hasta ahora en el sector forestal, pueden guiar las acciones concretas. La elaboración de códigos de conducta es otro reto inmediato. ✚

Rolain Borel

Correo electrónico:rborel@upeace.org

Ronnie de Camino

Correo electrónico:rcamino@upeace.org

Universidad para la Paz

Apdo. 131-6100

Ciudad Colón, Costa Rica

Tel: (506) 205 9080

Fax: (506) 249 2971

Literatura citada

- Barnett J. 1997. 'Environmental Security: Now What?' Seminar, Department of International Relations, Keele University, December 4 1997
- Dabelko G D, Schwartz D M, Deligiannis T, Gaulin T, Matthew R A y Homer-Dixon T F. 2000. Environment, population and conflict. Environmental Change and Security Project report, Issue No. 6. Woodrow Wilson Foundation. Washington. P. 77-106
- Dabelko G D (Ed). 1999. Environmental Change and Security Project report. Issue # 5, Woodrow Wilson Foundation. Washington. 223 p.
- Gleditsch N P. 1998. Armed conflicts and the environment. A critique of the literature. Journal of Peace Research, 35 (3):381-400.
- Glenn J C y Gordon Th J. 2001 State of the Future. Millenium project. American Council for the United Nations University. Washington. 1500 p.
- Homer-Dixon Th F. 2001. Environment, scarcity and violence. Princeton University Press. 2001. 272 p.
- López A. 2002. PECS News. "A Population, Environmental Change and Security Newsletter". Spring. 2002. Woodrow Wilson Center, Washington DC.
- Morry C (Ed). 2001. Changing course. Report of the Technical Sessions 2nd General Assembly. World Water Council. Marseille, Francia, 62 p.
- White A y Martin A. 2002. Who owns the World's forests. Forest tenure and public forests in transition. Forest Trends. Washington DC. 32 p.

Posible curriculum para la formación en seguridad ambiental

Introducción

Retos de la seguridad ambiental

Elementos teóricos y metodológicos

Bases ecológicas del uso de la tierra

Desarrollo sostenible

Ética del desarrollo

Economía ecológica

Métodos cuantitativos

Aplicaciones

Política y políticas de la seguridad ambiental

Manejo de conflictos

Intervenciones sociales

Sistemas internacionales políticas ambientales globales

Manejo de riesgos ambientales

Intervenciones integrales concretas

Agua y seguridad ambiental

Suelos y seguridad ambiental

Atmósfera y seguridad ambiental

Bosques y seguridad ambiental

Deposición de desechos tóxicos

y seguridad ambiental

Principios, criterios e indicadores para la evaluación de corredores biológicos y su aplicación

Caso Costa Rica

Es factible la aplicación de un método estandar para evaluar los corredores biológicos actuales o potenciales. Sin embargo, la diversidad de contextos obliga a ajustar los parámetros biológicos a las condiciones particulares de cada sitio.

Daniele Paulo de Campos
Bryan Finegan

RESUMEN

Los corredores biológicos han despertado mucho interés en varias regiones y países. Sin embargo, los criterios para su establecimiento todavía no están claramente definidos y en la práctica no siempre enfatizan su principal propósito de conservar la biodiversidad. El objetivo del presente estudio fue desarrollar un estándar preliminar para evaluar áreas existentes o potenciales como corredores biológicos, identificando los aspectos relacionados con la funcionalidad y la viabilidad que deben ser mejorados. Para esto, se definió un conjunto de principios, criterios e indicadores (P,C&I) distribuidos en tres dimensiones: biológica, socioeconómica y de gestión. Se siguió un proceso sistemático que incluyó la recopilación de información para formular el estándar inicial, su evaluación preliminar en un taller de consulta a un grupo de expertos y la evaluación y prueba de campo en dos corredores biológicos de Costa Rica.

Entre otros aspectos, los resultados indicaron diferentes niveles de especificidad de aplicación de los P,C&I propuestos, en función del contexto particular de cada sitio. En ambos corredores, la dimensión de gestión fue la de mejor desempeño en la prueba de campo, con un alto porcentaje de parámetros aceptados, mientras que para la dimensión biológica, un alto porcentaje de indicadores deberían ser modificados y otros rechazados. Algunos de los parámetros que conformaron las tres dimensiones resultaron muy relevantes y “universales”. Se puede esperar que todas las iniciativas de establecimiento de corredores biológicos cumplan con estos parámetros, pero se recomienda desarrollar más este estándar, así como las escalas para cada indicador, probando en otros contextos ecológicos, sociales e institucionales posibles, para facilitar la separación de parámetros genéricos o universales, de aquellos sitio-específicos.

Palabras clave: Corredor biológico; conservación de la naturaleza; biodiversidad; Costa Rica.

SUMMARY

Principles, criteria and indicators for biological corridor evaluation and their implementation in Costa Rica.

Biological corridors have recently awakened interest in various regions and countries. However, criteria for biological corridors are not yet well defined and the emphasis has not always been on their true purpose of conserving biodiversity. The objective of the present study was to develop a preliminary standard to evaluate existing and potential biological corridor areas, through the definition of a set of principles, criteria and indicators (P,C&I) integrating biological, socioeconomic and management dimensions. A systematic approach was used, which included the collection of information to formulate the initial standard, its evaluation via a workshop with a group of experts and field study of two biological corridors in Costa Rica.

The results indicated that different levels of specific application of the proposed P,C&I exist, as a function of the particular context of each site, of its purpose and of its management state. In both cases, the management dimension performed the best in the field studies, with a high percentage of parameters accepted without modification, while in the biological dimension, a high percentage of indicators had to be modified or rejected. Among the parameters that all the three dimensions conformed to, a few existed that were qualified as very relevant and “universal”. Based on this, it is hoped that all initiatives to establish biological corridors comply with these parameters. However, it is recommended that this standard, as well as the ranking system for each indicator, be developed further and tested in other ecological, social and institutional contexts, to facilitate the separation of generic or universal parameters from site-specific ones.

Key words: Biological corridor; conservation; biodiversity, Costa Rica.

En los sistemas de áreas protegidas, la conservación *in situ* se ha asumido como la principal estrategia de conservación de la biodiversidad (Halladay y Gilmour 1995). Sin embargo, estos

sistemas ya no pueden considerarse la única opción para garantizar la conservación *in situ*, dada la pérdida y fragmentación de hábitats críticos adyacentes y de su conectividad (Noss 1991, Harris y Atkins 1991, Newmark 1993, Bennett 1998, Beauvais y Matagne 1999, Alonso *et al.* 2001).

En este contexto, ha surgido un gran interés e innumerables propuestas, en varias regiones y países, para el establecimiento e incorporación de corredores biológicos como parte de las estrategias de conservación de biodiversidad. No obstante, todavía existe mucha confusión y poco consenso en cuanto a los aspectos o criterios a considerar para su definición. Por otra parte, la implementación de estrategias de conservación conlleva la definición de prioridades de acción y de uso de los recursos disponibles para tal efecto, que por lo general son escasos (Simberloff y Cox 1987, Bennett 1998).

Simultáneamente al desarrollo de estos procesos de establecimiento de corredores, se han documentado iniciativas para definir los principios, criterios e indicadores (P,C&I) que les sirvan de fundamento, sobretudo el taller “Criterios biológicos para el diseño y establecimiento de corredores biológicos, realizado en la Sede central del CATIE en el 2000, y el simposio “Conceptualización y criterios para corredores biológicos en Mesoamérica”, realizado en San Salvador, en el 2001. Sin embargo, no existen experiencias ni antecedentes técnicos y científicos sobre la utilidad y efectividad de aplicar un conjunto determinado de parámetros a la realidad de los corredores biológicos en los trópicos.

Los estándares (P,C&I) son herramientas útiles para coleccionar y organizar información a varios niveles, así como para conceptualizar, evaluar y comunicar sobre el manejo de los recursos (Prabhu *et al.* 1999, Mendonza y Macoun 1999).

Casi la totalidad de las investigaciones anteriores sobre corredores biológicos se ha enfocado en sus aspectos biofísicos y ecológicos, pero en el presente estudio se adoptó una aproximación integrada y sistémica, que permitiera, a través de un proceso estructurado, desarrollar una propuesta de estándar para evaluar áreas de corredores biológicos establecidos o propuestos con el fin de identificar aspectos que mejoren su funcionalidad y

viabilidad. La decisión de adoptar tal enfoque se basó en el principio de que el éxito de las estrategias de conservación de la biodiversidad, en el largo plazo, requiere que éstas consideren aspectos sociales, económicos y políticos, entre otros, además del conocimiento biológico (Lamb *et al.* 1992, Bennett 1998, Baydack *et al.* 1999, PNUD 2001).

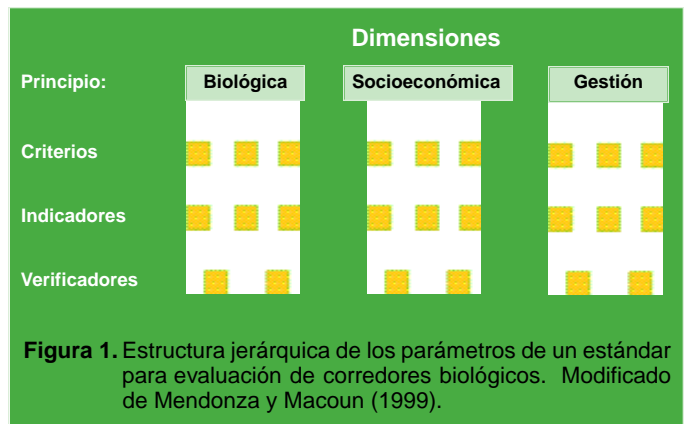
Metodología

La metodología utilizada fue adaptada del proceso de desarrollo de P,C&I para el manejo forestal sostenible en los trópicos (Prabhu *et al.* 1999, Mendonza y Macoun 1999, Carrera 2001, McGinley y Finegan 2002). El proceso seguido para desarrollar y evaluar el estándar consistió de los siguientes pasos: a) identificación y definición del estándar inicial, b) agrupación de los parámetros del estándar inicial en dimensiones o áreas de conocimiento (biológica, socioeconómica y de gestión), c) evaluación del estándar inicial en un taller de consulta a expertos, d) identificación y definición de verificadores y fuentes de información, e) desarrollo de las escalas para la calificación de los indicadores, f) evaluación y prueba de campo del estándar y g) ajuste y selección final de parámetros. Una presentación detallada de la metodología, así como del estándar completo está disponible en De Campos (2001).

Los parámetros definidos al inicio fueron agrupados en tres dimensiones de conocimiento, las cuales, para fines del presente trabajo, fueron definidas como el nivel jerárquico superior (Figura 1). Posteriormente se adicionó un cuarto nivel jerárquico (verificador), el cual aporta mayor especificidad y significado al indicador, así como la manera concreta de evaluarlo en la práctica.

En la dimensión de gestión y la socioeconómica fueron agrupados parámetros que juntos proporcionan un análisis de la *viabilidad* del corredor biológico y consideran aspectos que deben ser garantizados o mejorados para asegurar su continuidad a largo plazo, mientras que la dimensión biológica incluyó parámetros relativos a la *funcionalidad* del corredor, que justifican su establecimiento y sirven de base para su monitoreo.

Con base en el modelo de escala desarrollado por Mendonza y Macoun (1999) se estableció un sistema de calificación para los indicadores constituido por cuatro valores, más la alternativa “no se aplica”. Como se observa en el cuadro 1 la calificación más alta refleja la condición deseable del indicador.



Inicialmente, el estándar propuesto estaba conformado por 87 parámetros (10 principios, 23 criterios y 54 indicadores). Una vez sometido al taller de consulta a expertos, el mismo se modificó para un total de 94 parámetros (7 principios, 18 criterios y 69 indicadores). La posterior evaluación de campo de este estándar fue realizada en dos áreas de Costa Rica designadas como corredores biológicos: Rincón-Cacao (CBRC), ubicado en la Provincia de Alajuela, dentro del Área de Conservación Guanacaste (ACG) y Talamanca-Caribe (CBTC), ubicado en Limón, dentro del Área de Conservación La Amistad Caribe, en el noroeste y sureste del país, respectivamente.

Para la evaluación de campo, fueron seleccionados ocho atributos que debían ser cumplidos por cada uno de los indicadores del estándar para alcanzar su objetivo. Ellos fueron: *medible, disponible, costo-eficiente, confiable, pertinente, estrechamente relacionado al elemento superior, específico en su diagnosis y claro.*

Para calificar su cumplimiento en el campo se utilizó una escala con valores de 1 a 4 que permitió seleccionar y priorizar los indicadores. Los de una calificación promedio de cumplimiento de atributos inferior o igual a 2 ($x \leq 2$) fueron descartados, mientras que aquellos con un valor promedio entre 2 y 3 ($2 < x < 3$) debían ser modificados o mejorados en lo posible, en cuanto a los atributos de peor cumplimiento. Por último, los indicadores con una calificación promedio mayor o igual a 3 ($x \geq 3$) fueron aceptados, sin necesidad de modificación significativa. El cuadro 2 presenta una muestra del estándar, con los indicadores de mejor desempeño (De Campos 2001).

En esta evaluación de campo se probó la aplicabilidad, interpretabilidad y viabilidad de los C&I seleccionados anteriormente, además de la solidez de la escala de calificación de cada indicador. Para esto se utilizó el método de consultas, entrevistas semi-estructuradas, revisión de documentos, observaciones directas en el campo y discusiones entre el equipo evaluador.

Resultados

Durante la evaluación de campo hubo intensas discusiones a lo interno del equipo evaluador tendientes a la validación y mejoramiento del estándar. Como resultado además de calificarse el cumplimiento de los atributos por parte de los indicadores, se determinaron ajustes necesarios para el estándar (Cuadro 3).

En la evaluación de campo del estándar cerca de 80% de los indicadores de la dimensión biológica, 70% de la dimensión de gestión y 20% de la dimensión socioeconómica resultaron comunes; es decir, aplicables a las dos áreas de estudio, aunque en algunos casos no haya sido posible evaluarlos (Cuadro 3) casi siempre por falta de información. El bajo porcentaje de parámetros comunes en la dimensión socioeconómica se debió a la falta de claridad en el alcance de los indicadores relacionados con las poblaciones humanas, por lo que en su mayoría se les consideró no aplicables al caso del CBRC, para cuyo establecimiento y cumplimiento de sus objetivos, las estrategias utilizadas fueron la compra de tierras y la restauración y regeneración del bosque, respectivamente.

Cuadro 1. Categorías para la calificación del cumplimiento de indicadores durante la aplicación de un estándar de evaluación de corredores biológicos.

Valor	Condición/significado
4	Estado deseado;no es necesario aplicar medidas para mejorar las condiciones.
3	Superior al promedio;requiere de pocas medidas para mejorar ciertas condiciones o aspectos.
2	Promedio;requiere algunas medidas para lograr el objetivo del criterio.
1	Pobre;requiere muchas medidas.
0	Inaceptable para lograr el objetivo.
NA	No aplica al área bajo consideración.

Cuadro 2. Muestra de los indicadores del estándar para la evaluación de corredores biológicos cuyo cumplimiento de atributos deseables obtuvo una calificación promedio mayor o igual a 3 (*).

Dimensión Biológica

- El área y tipo de hábitat maduro remanente en el corredor biológico mejora la conectividad entre las áreas protegidas al corto plazo.
- El área y tipo de hábitat en regeneración dentro del corredor biológico incrementará la conectividad entre las áreas núcleo a corto o mediano plazo.
- La ubicación del corredor biológico en el paisaje incluye rutas de especies migratorias y /o vías tradicionales de desplazamiento.
- El corredor biológico incluye ecosistemas o hábitats únicos, no representados o no protegidos en las áreas que interconecta.
- El corredor biológico incluye poblaciones de especies de interés para la conservación, que no están representadas en las áreas que interconecta el corredor.
- El grado de similitud biológica entre el área del corredor biológico y las áreas a conectar (que lo interconectan) es alto.
- El grado de aumento en el área de hábitat apropiado al agregar el corredor biológico a las áreas núcleo es alto.

Dimensión Socioeconómica

- El cambio e intensidad de uso del suelo son compatibles con los objetivos del corredor biológico.
- Existen planes de uso de los recursos compatibles con los objetivos del corredor biológico, concertados a escala comunal y de finca.
- Existen mecanismos de gestión y concertación entre los pobladores locales, actores externos, incluyendo instituciones.
- El área del corredor biológico provee beneficios ambientales a través de su conservación.

Dimensión de Gestión

- Existencia de un plan de ordenamiento territorial regional congruente con los objetivos del corredor biológico.
- La zonificación del corredor biológico es adecuada y se aplica a la gestión.
- Existencia de un sistema de registro actualizado de las propiedades inmuebles del área del corredor biológico.
- Las propiedades del área del corredor biológico están legalmente inscritas.
- Otogamamiento de incentivos económicos para conservar el área del corredor biológico.
- Aplicación de medidas derivadas de las políticas institucionales para conservar el área del corredor biológico.
- La condición legal y el grado de protección de las áreas que se quiere conectar.
- Información actualizada, confiable y suficiente para la toma de decisiones de manejo.
- Existencia y aplicación de mecanismos para la coordinación interinstitucional e intersectorial.
- Existencia de un proceso de planificación participativo y consensual.
- Existencia de priorización y responsabilidad asignada para el desarrollo de las acciones.
- Existencia de un programa de monitoreo del cumplimiento de las acciones.
- Existencia de información básica para determinar los costos potenciales para el establecimiento del corredor biológico.
- Existencia de fuentes financieras suficientes y diversas para la implementación del corredor biológico.
- Existencia de mecanismos de captación y gestión de recursos financieros (autosuficiencia).

(*) La identificación consta de tres números, que hacen referencia a principio, criterio e indicador, respectivamente, en el orden en el cual aparecen en el estándar. En este cuadro solo se incluyen los indicadores con calificación ≥ 3

Fuente:Campos 2001.

Cuadro 3. Evolución de las modificaciones en la cantidad de parámetros, como resultado de diferentes atributos considerados en su validación de campo.

Nivel jerárquico	Inicial	Traslape	Incoherencia	Inconsistencia	Aceptado	Eliminado	Modificado	Trasladado	Final	No Aplicó	No evaluado*
Principio (P)	7	0	0	1	6	1	0	0	5	1	0
Criterio (C)	18	0	0	1	17	1	0	0	17#	4	0
Indicador (I)	69	2	2	7	64	5	3	6	59	21	13
Totales	94	2	2	9	87	7	3	6	81	25	13

Fuente: Campos 2001.

* Al menos en una de las dos áreas de prueba.

Se refiere al indicador que se trasladó al nivel de criterio

Del total de indicadores que obtuvieron calificaciones más altas, cerca del 75% fueron comunes para ambas áreas en la dimensión biológica, 22% en la dimensión socio-económica y 66% en la dimensión de gestión. Esta última fue la de mejor desempeño, con un alto porcentaje de indicadores aceptados sin modificación, conforme al marco de análisis descrito en el cuadro 4.

En ambas áreas de validación de campo, los atributos que resultaron con los promedios más altos de cumplimiento para las tres dimensiones, fueron: *pertinente, estrechamente relacionado, diagnóstico-específico y claro*, mientras los atributos medible, disponible, costo-eficiente y confiable obtuvieron los promedios más bajos. En general los parámetros de la dimensión de gestión presentaron un mayor cumplimiento de los atributos.

Discusión y conclusiones

En la literatura científica y técnica se encuentran pocos trabajos sobre los aspectos socioeconómicos e institucionales de los corredores biológicos, la mayoría aún trata de corredores con un diseño particular y su funcionalidad para ciertos grupos taxonómicos de organismos. No obstante, en los últimos 20 años se ha producido un

cambio en este enfoque con el surgimiento de un gran número de propuestas hacia la interconectividad de parques y reservas equivalentes (Bennett 1998). La restricción del tema para el campo de las ciencias biológicas dificulta el desarrollo de estudios integrados como el presente.

La metodología utilizada en el presente trabajo demostró ser sencilla, de fácil aplicación, participativa y flexible. Sin embargo, demanda bastante tiempo por parte del equipo a cargo y de los demás involucrados. Además, requiere de suficiente información actualizada sobre la región, especialmente sobre el área del corredor y áreas que éste conecta. Los mayores problemas encontrados para los indicadores de la dimensión biológica fueron la dificultad para su medición, la poca disponibilidad de información y la relación costo - eficiencia de su obtención. Este aspecto merece bastante atención, ya que, según Bennett (1998), si existe una dificultad en obtener la información acerca de la funcionalidad biológica de los corredores, podría rechazarse la propuesta de incluirlos en los planes de conservación.

Esto coincide con la apreciación de Herrera y Corrales (1999) de que la forma como se evalúa cada indicador es determinada por la información disponible, lo cual implica que, en

muchos casos, cada indicador va a requerir su propia metodología para la toma de datos.

Considerando la diversidad de posibles situaciones para el establecimiento de corredores biológicos en el trópico, algunos parámetros del estándar desarrollado no son de aplicación universal, es decir, son más específicos y pertinentes a un contexto particular.

Aunque un indicador debería ser específico y permitir la medición solo de un aspecto (Mendoza y Macoun 1999), en la dimensión biológica se definieron indicadores como: *“las características espaciales del corredor biológico, tanto como su estructura interna, promover la conectividad”* (forma, área, efecto de borde, entre otros), que pueden incluir muchos sub indicadores o verificadores, con grados de relevancia, facilidad de medición e integridad diferentes. Este y otros indicadores, tales como *“las especies de interés requieren el corredor biológico para moverse o que fluyan sus genes entre las áreas protegidas y el hábitat del corredor biológico es adecuado para presencia, movimiento y dispersión de las poblaciones de interés”*, aunque muy relevantes, no obtuvieron promedios de cumplimiento mayores a 3 en la prueba de campo, debido a la falta de información y al alto costo de su evaluación.

Se espera que muchos de los criterios biológicos del estándar se cumplan, considerando que un determinado corredor puede desarrollar diversas funciones no excluyentes. Sin embargo, el corredor también puede tener como objetivo el mantenimiento o restablecimiento de funciones biológicas muy específicas, como la protección de rutas migratorias, lo cual no significa que los de-

Cuadro 4. Desempeño de los parámetros evaluados en el campo, para cada una de las tres dimensiones consideradas.


Estatus según calificación de cumplimiento con atributos	Biológico		Socioeconómico		Gestión	
	CBTC	CBRC	CBTC	CBRC	CBTC	CBRC
Rechazado (x < 2)	17,4	0	13,3	0	0	0
Modificado (2 < x < 3)	47,8	36,8	46,7	66,7	27,3	6,7
Aceptado (x ≥ 3)	34,8	63,2	40,0	33,3	72,7	93,3
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%

más criterios no sirvan, sino tan solo que no son pertinentes en ese contexto. Un ejemplo de esto se observó en el CBRC, con respecto a los indicadores del criterio *Biodiversidad representada*: el corredor amplía o consolida la representatividad de comunidades naturales y especies protegidas, y mantiene la continuidad de procesos, que recibieron una baja calificación en cuanto al cumplimiento del atributo *pertinente*; lo cual se explica con base en los objetivos de este corredor, que no incluyen el aumento de la representación de la biodiversidad. En el mismo contexto de campo, el indicador *El área y el tipo de hábitat en regeneración dentro del corredor biológico incrementará la conectividad entre las áreas núcleo*, obtuvo un promedio general más alto, en particular en cuanto al atributo *pertinencia*, lo que es coherente con el objetivo principal del corredor: restaurar la conexión entre las áreas protegidas. Esto confirma la importancia de que el propósito del corredor biológico esté claramente definido, y de que los estándares se adapten a cada caso específico.

Es muy probable que los parámetros de gestión resulten pertinentes y se apliquen en la mayoría de los corredores evaluados, como se esperaba para los indicadores que miden aspectos

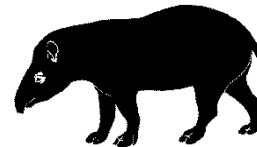
relativos a existencia de información actualizada, confiable y suficiente o los que evalúan la condición legal de las áreas que el corredor interconecta. Sin embargo, el estándar no tendrá una completa utilidad hasta que se genere más información acerca de las áreas donde se espera utilizarlo (Prabhu *et al.* 1999). Cabe señalar que la mayoría de los P,C&I de las dimensiones socioeconómica y de gestión fueron formulados tomando en cuenta que, en gran parte de los casos, el proceso de establecimiento y manejo de un corredor requiere la aceptación y participación de un amplio grupo de actores, sobretodo donde el establecimiento del corredor incluye tierras privadas y requiere de estrategias y medidas más complejas para cumplir con los objetivos de conservación, como sucede en el CBTC.

Sin duda es necesario promover y fortalecer los esfuerzos de establecimiento de corredores biológicos, pero antes es fundamental aclarar conceptos y definiciones. Como también ocurre en el manejo forestal (Van Bueren y Blom 1997), donde ni el concepto de criterios e indicadores, ni los procesos de desarrollo, prueba y validación de estándares son bien entendidos por un amplio grupo de personas involucradas.

Los P,C&I desarrollados en este trabajo, podrían servir más como una base, que como un instrumento terminado de evaluación y de aplicación inmediata. Según Campos *et al.* (2000) el desarrollo de una escala de evaluación dentro del estándar conlleva un alto grado de subjetividad, lo cual se verificó en este estudio. Sin embargo, para incrementar la utilidad del estándar, se recomienda desarrollarlo más, incluso la escala de los indicadores, y luego validarlo en el campo en sitios con características y contextos diferentes, que contribuyan a distinguir con más seguridad los parámetros genéricos de los específicos o los prioritarios de los secundarios. 

Daniele Paulo de Campos
 Máster en Manejo y Conservación de
 Bosques Tropicales y Biodiversidad
 Tel:96854974
 Correo electrónico:
 daniele_campos@hotmail.com

Bryan Finegan
 CATIE
 Correo electrónico:
 bfinegan@catie.ac.cr



Literatura citada

- Alonso, AF; Dallmeier, FE; Graneck, E; Raven, P. 2001. Biodiversity: connecting with the tapestry of life. Washington, D.C., Smithsonian Institution/ Monitoring and Assessment of Biodiversity Program and President's Committee of Advisors on Science of Technology.
- Bennett, A. 1998. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Suiza, IUCN. 254 p.
- Beauvais, JF; Matagne, P. 1999. Le concept de corridor vert et le développement durable au Costa Rica: the concept of green corridor and sustainable development in Costa Rica. Annales Geographiques 605:5-20.
- Campos, J; Ortiz, R; Smith, J; Maldonado, T; de Camino, T. 2000. Almacenamiento de carbono y conservación de biodiversidad por medio de actividades forestales en el Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Costa Rica. 69 p.
- Carrera, JR. 2001. Evaluación de indicadores para el monitoreo de concesiones forestales en Peten, Guatemala. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 159 p.
- De Campos, DP. 2001. Principios criterios e indicadores para la evaluación de corredores biológicos y su aplicación en Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 159 p.
- Harris, LD; Atkins, K. 1991. In Hudson, WE. Landscape linkages and biodiversity. Washington, D.C. Defenders of Wildlife. 196 p.
- Herrera, B; Corrales, L. 1999. Propuesta metodológica para la selección de criterios e indicadores y análisis de verificadores relativos a calidad de bosque y al nivel de paisaje. Proyecto de la Teoría a la Práctica: Innovación forestal. BMZ; GTZ; WWF; UICN. 16 p.
- Lamb, D; Parrota, J; Kreenan, R; Tucker, N. 1992. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. In Laurance, WF; Bierrgaard, RO. Tropical forest remnants. p. 366-384.
- McGinley, K; Finegan, B. 2002. Evaluación de la sostenibilidad para el manejo forestal: determinación de un estándar adaptativo para la evaluación de la sostenibilidad del manejo forestal en Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 75 p. (Serie Técnica, Informe Técnico no. 330).
- Mendonza, GA; Macoun, P. 1999. Guidelines for applying multi-criteria analysis to the assessment of criteria and indicators. Jakarta, Indonesia. Center for International Forestry Research (CIFOR). 85 p.
- Newmark, WD. 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. AMBIO 22 (8):500-504.
- Noss, RF. 1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. In Hudson, WE. Landscape linkages and biodiversity. Washington, USA. Island Press. p. 91-104.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas). 2001. Establecimiento de un programa para la consolidación del corredor biológico mesoamericano. Documento del proyecto. Versión sintetizada.
- Prabhu, R; Colfer, C; Dudley, R. 1999. Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management. Jakarta, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR). 186 p.
- Simberloff, D; Cox, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. Conservation Biology. 1(1):63-69.
- Van Bueren, L; Blom, EM. 1997. Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. Principles, criteria indicators. The Tropenbos Foundation. 81 p.

Estándar y procedimiento para la certificación del manejo de áreas protegidas

Los autores proponen y validan un procedimiento para la certificación de áreas protegidas, como un proceso voluntario de evaluación externa con base en parámetros de referencia, que permita promover un cumplimiento eficaz de los objetivos para los cuales han sido creadas.

María da Penha Padovan
Miguel Cifuentes Arias
José Joaquín Campos
Ronnie de Camino
Bastiaan Louman

RESUMEN

Las áreas protegidas son una de las herramientas estratégicas más importantes para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, abarcan solo el 5% de la superficie del planeta y, en muchos casos, las debilidades en su manejo no han permitido cumplir con los objetivos para las cuales fueron creadas. Para garantizar su conservación se han desarrollado metodologías para evaluar la efectividad de su manejo; además, se ha considerado la certificación como una herramienta que podría acelerar el cumplimiento de dichos objetivos.

La presente investigación incluyó el desarrollo de un estándar (conjunto de principios, criterios e indicadores) válido para la certificación del manejo de estas áreas, mediante un proceso participativo que involucró a diversos expertos. Se partió de un estándar base que se pasó por cinco filtros: 1) jerarquización; 2) evaluación del estándar por expertos según atributos previamente establecidos; 3) evaluación de los indicadores por medio de una prueba de campo y validación en tres áreas de estudio; 4) evaluación de los indicadores críticos; 5) discusión de normas.

La consolidación del estándar final resultó en 7 principios, 26 criterios y 67 indicadores organizados en cuatro ámbitos: ambiental, social, económico/financiero e institucional. Para su aplicación se desarrolló y validó una metodología (protocolo de medición, escala de valoración y metodología de recolección de la información en el campo), y se estableció un juego de normas para la certificación. Finalmente, se diseñó un procedimiento y un sistema para la certificación de dichas áreas.

El estándar fue validado en tres áreas protegidas: Reserva Biológica Monteverde, en Costa Rica; Reserva de la Biosfera Río Plátano, en Honduras; y Parque Nacional Tikal, en Guatemala. La aplicación de los indicadores en las tres áreas obtuvo un 83% de éxito, lo que permitió concluir que es posible usar un estándar genérico para la certificación de distintas categorías de áreas protegidas en Centroamérica. A partir de su uso en otros contextos se podría llegar a formular un estándar de aplicación mundial.

Palabras clave: Áreas silvestres protegidas; conservación de la naturaleza; biodiversidad; certificación; América Central.

SUMMARY

Standard and Procedure for the Certification of Protected Areas Management. Protected areas are one of the most important strategic tools for biodiversity conservation. However, they comprise only 5% of the planet's surface and, in many cases, faulty management has prevented the achievement of the objectives for which they were created. To guarantee their conservation, methodologies to evaluate their effective management have been created. In addition, certification is considered as a tool that could accelerate the achievement of the aforementioned goals.

This paper developing a valid certification standard (group of principles, criteria and indicators), through a shared process involving various experts. Research started from a basic standard, which went through five different filters: 1) Organization into hierarchies; 2) evaluation of the standard by experts, following previously established attributes; 3) evaluation of the indicators through a field test and its validation in three research areas; 4) evaluation of critical indicators; 5) norm discussion.

Consolidation of the final standard resulting in 7 principles, 26 criteria and 67 indicators, encompassed into four fields: environmental, social, financial/economic, and institutional. In order to implement it, a methodology was developed and validated (measurement protocol, valuation scale and in-field data gathering methodology) and a set of norms for certification established. Finally, a certification procedure and system were designed.

The standard was validated in three protected areas: Monteverde Biological Reserve, in Costa Rica; the Río Plátano Biosphere Reserve, in Honduras, and Tikal National Park, in Guatemala. Implementation of indicators in all three areas yielded an 83% success rate, which allowed the conclusion that it is possible to use a generic certification standard for different categories of Central American protected areas. Starting from its use in other contexts, eventually a worldwide standard could be developed.

Key words: Protected wild areas; nature conservation; biodiversity; certification; Central America.

Las áreas protegidas son “un área de tierra o mar especialmente dedicada a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica y de los recursos naturales y culturales asociados, y manejada por un medio legal u otro que sea efectivo” (UICN 1994). Estas áreas aportan diversos beneficios biológicos, económicos y socioculturales (Miller 1998). Sin embargo, las áreas declaradas como protegidas están sometidas a altos grados de amenazas y a diversas limitaciones para su implementación (Milano 2000, Dudley *et al.* 1999, Dourojeanni 1997).

En diferentes eventos internacionales relacionados con áreas protegidas se ha indicado la necesidad de aumentar el número de dichas áreas para garantizar la conservación de muestras de toda la biodiversidad existente en el planeta. Además, se considera necesario mejorar el manejo de las áreas creadas, e incrementar su tamaño para garantizar las condiciones inherentes a la conservación de la biodiversidad y su conservación efectiva (UICN/BID 1993).

Diversos autores han desarrollado metodologías para evaluar la efectividad del manejo de las áreas protegidas (Cifuentes *et al.* 2000, Hockings 2000, Singh 1999, Ferreira *et al.* 1999, TNC 1998, Courrau 1997, De Faria 1993). Sin embargo, todavía no hay un instrumento de referencia ampliamente aceptado y aplicado que indique las condiciones básicas que el área debe cumplir para el manejo adecuado y con criterios de sostenibilidad.

En los últimos años, algunos expertos han recomendado la certificación como una alternativa para

acelerar el cumplimiento de las metas establecidas internacionalmente para las áreas protegidas.

Se considera que la certificación de áreas protegidas implica diversos impactos positivos:

Para los administradores de áreas protegidas, la certificación serviría de herramienta para orientar las acciones de manejo y la toma de decisiones en general; las evaluaciones sucesivas podrían ayudar a la profesionalización del manejo y a tornarlo adaptativo.

Para los investigadores, podría influir en el desarrollo de nuevas metodologías de manejo sostenible; además, el área protegida certificada sería más atractiva para el desarrollo de proyectos de investigación de mediano y largo plazo.

Las comunidades de dentro y vecinas al área certificada tendrían beneficios económicos directos e indirectos; la población contaría con una herramienta que le permitiría exigir a los responsables de las áreas protegidas las debidas medidas para su conservación. Asimismo, se tendría un instrumento para minimizar los conflictos por el uso de los recursos y la tenencia de la tierra, mejorar la capacidad organizativa y la participación en la toma de decisiones.

Los gobiernos tendrían un instrumento técnico de referencia para definir estrategias, guiar las decisiones y delegar acciones hacia el manejo sostenible de las áreas bajo su responsabilidad administrativa, y a la vez una base para la captación de recursos para la conservación.

Las agencias de cooperación tendrían una referencia para la priorización de inversiones y la optimización de re-

ursos financieros para el alcance de los objetivos de conservación.

Para el ecoturismo ya consolidado en áreas protegidas se podrían ofrecer productos diferenciados en el mercado a partir de la certificación; además, se podría impulsar el mercado de otros bienes y servicios ambientales.

La certificación podría contribuir en la consecución de metas para la conservación, establecidas a nivel internacional, tales como la Agenda 21 y las convenciones sobre Diversidad Biológica, Cambio Climático, las Reservas del Hombre y la Biosfera, Convenios Ramsar, y otros.

Así, el objetivo de este trabajo es establecer un marco de referencia útil para la certificación del manejo sostenible de áreas protegidas de diferentes categorías de manejo, en distintos contextos socioeconómicos y con diferentes características intrínsecas.

Metodología

Se seleccionaron tres áreas protegidas teniendo en cuenta la mayor diversidad posible en términos de categoría de manejo, responsabilidad administrativa, características intrínsecas y contextos social, económico, político y cultural (Cuadro 1).

El estudio se basa en la combinación de diferentes metodologías como: a) medición de la efectividad del manejo de áreas protegidas (Cifuentes *et al.* 2000); b) una adaptación del método para el desarrollo de estándares de CIFOR (Prabhu, Colfer y Dudley 1999) y c) el marco jerárquico propuesto por Lammerts van Beuren y Blom (1997). Se desarrollaron ocho pasos fundamentales (Figura 1):



Foto: Cortesía de WWF Centroamérica.

Cuadro 1. Resumen de las principales características de las áreas protegidas bajo estudio.

Área protegida	Ubicación	Categoría de manejo (UICN)	Actividades principales	Tamaño	Ambiente que protege	Responsabilidad administrativa
Reserva Biológica Monteverde	Costa Rica	Categoría I Reserva biológica	Investigación y turismo	10.500 ha	Bosque nuboso	Privada
Reserva de Biosfera Río Plátano	Honduras	Categoría VI Uso múltiple	Investigación, turismo y actividades productivas	815.000 ha	Bosque atlántico	Pública
Parque Nacional Tikal	Guatemala	Categoría II Parque nacional	Investigación y turismo	50.000 ha	Bosque húmedo tropical	Pública

- 1) Se formuló un objetivo, o meta superior, del manejo de las áreas protegidas. A partir de este se definieron ámbitos temáticos a considerar y un estándar inicial o juego de parámetros, clasificados como: principios, criterios, indicadores (P,C&I), verificadores y fuentes de verificación.
- 2) El estándar inicial fue sometido a una jerarquización y un análisis de consistencia por parte del investigador principal y el Comité Asesor de tesis, durante dos días (Filtro 1).
- 3) Se realizó un taller con la participación de expertos, con el objetivo de evaluar los parámetros (P,C&I) del estándar, con base en el cumplimiento de atributos previamente establecidos: relevante, relacionado y entendible (Filtro 2).
- 4) Se hizo una evaluación enfocada en los indicadores, según el cumplimiento de atributos más específicos: medible, pertinente, disponible, eficiente, confiable. Esta evaluación se desarrolló mediante una prueba de campo realizada en el Monu-

mento Nacional Guayabo (Costa Rica) y durante la validación del estándar en las tres áreas protegidas seleccionadas (Cuadro 1), a partir de la evaluación de desempeño del manejo de las áreas. Un mismo equipo de técnicos llevó a cabo las evaluaciones en las cuatro áreas; estuvo integrado por un evaluador ambiental, uno social y uno económico. En esta etapa se desarrolló un protocolo de medición, una escala de valoración y una metodología de aplicación de cada indicador en el campo (Filtro 3) conforme se muestra en la figura 2.

- 5) Se analizaron los indicadores críticos (que no alcanzaron al menos cuatro de los cinco atributos establecidos); en consecuencia, se modificaron o rechazaron (Filtro 4).
- 6) Con base en el estándar resultante, se desarrollaron normas para la certificación que fueron sometidas al análisis de un grupo de expertos (Filtro 5).
- 7) Se consolidó una versión final del estándar a partir de los resultados de los diversos Filtros.
- 8) Con base en los sistemas existentes de certificación forestal, se desarrolló una propuesta de procedimiento para la certificación del manejo de áreas protegidas y un sistema para su operacionalización.

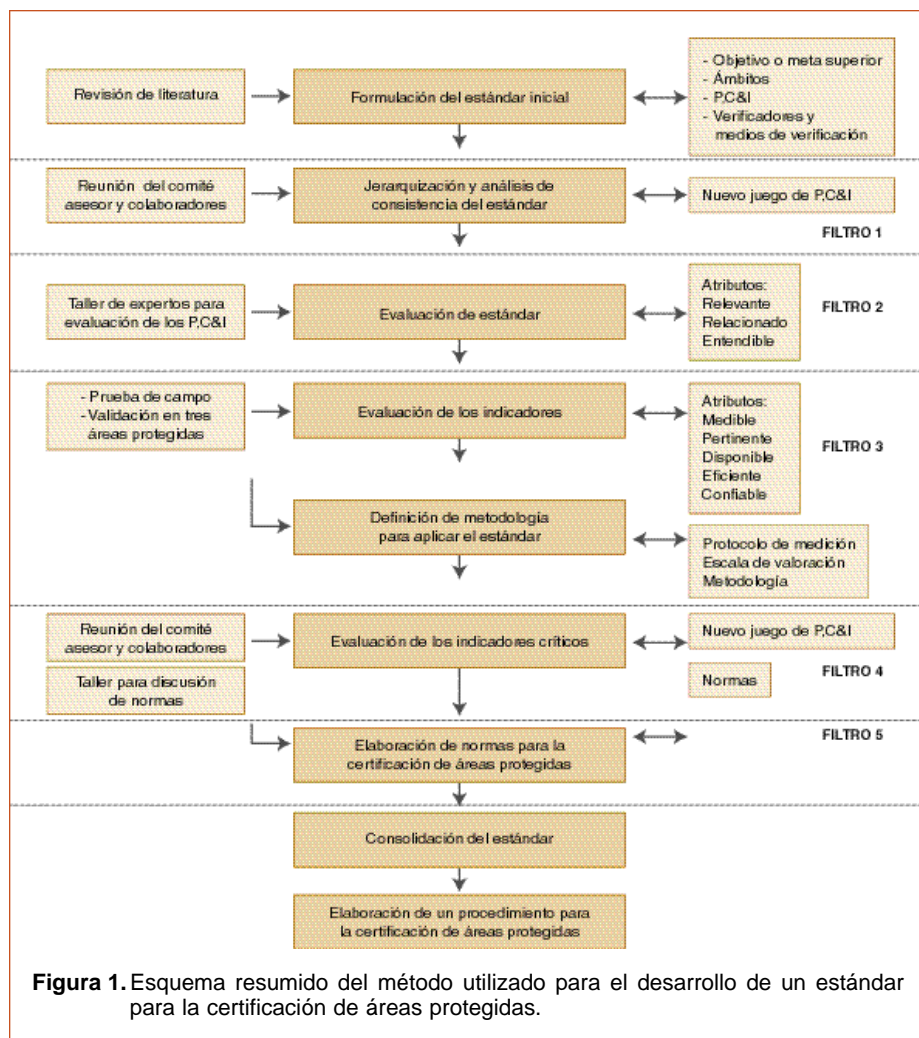


Figura 1. Esquema resumido del método utilizado para el desarrollo de un estándar para la certificación de áreas protegidas.

Resultados y discusión

Formulación del estándar para la certificación de áreas protegidas

El primer paso en el proceso de elaboración del estándar fue formular el objetivo o meta superior de la certificación del manejo de áreas protegidas, el cual fue definido de la siguiente manera: “El manejo del área protegida se desarrolla efectiva y eficientemente, de manera sostenible, teniendo en cuenta los aspectos ambientales, so-

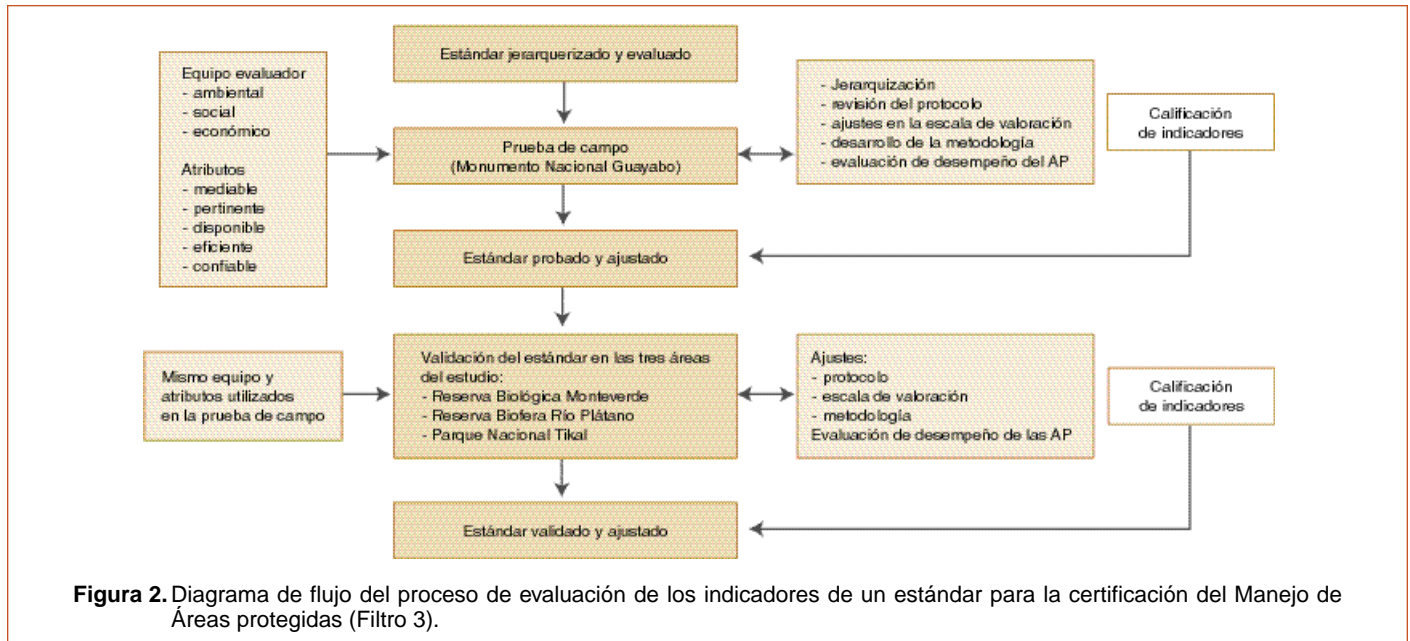


Figura 2. Diagrama de flujo del proceso de evaluación de los indicadores de un estándar para la certificación del Manejo de Áreas protegidas (Filtro 3).

ciales, económicos e institucionales, y cumple con las condiciones básicas y relevantes para la consecución de los objetivos de conservación según su categoría de manejo”.

Se definieron cuatro ámbitos para la certificación de áreas protegidas: 1) el ambiental, que considera la necesidad de consistencia entre el manejo del área protegida y la categoría de manejo asignada, la representatividad del área y las condiciones necesarias para su viabilidad ecológica; 2) el social, que considera la necesidad de integración del área con la población que vive dentro y en el entorno; 3) el económico/financiero, relacionado con la influencia del área en el desarrollo económico de la región y con los recursos financieros necesarios para el manejo; 4) el institucional, relacionado con factores de orden político, legal e institucional que influyen en el manejo del área protegida.

Inicialmente se definieron siete principios (tres ambientales, dos económico/financieros, uno social y uno institucional), 28 criterios y 100 indicadores. Este estándar fue sometido a cinco filtros; los cambios resultantes en el número de parámetros aparecen en el cuadro 2. Por lo general, el número de parámetros tendió a disminuir, lo que redundó en beneficio de la aplicabilidad de estándar.

Durante la evaluación de campo de los indicadores (Filtro 3), en la

Cuadro 2. Cambio en el número de parámetros del estándar para la certificación, como resultado de los filtros aplicados en el proceso de investigación.

Etapas	Principios	Criterios	Indicadores	Total de parámetros
Estándar inicial	7	28	100	135
Filtro 1	7	22	83	112
Filtro 2	7	29	104	140
Filtro 3	7	26	70	103
Filtro 4	7	25	68	100
Filtro 5	7	25	65	97
Estándar final	7	25	65	97

prueba realizada en el Monumento Nacional Guayabo, se consideraron críticos (que no alcanzaron al menos cuatro de los cinco atributos establecidos) el 7% de los indicadores, mientras que en las áreas protegidas de Monteverde, Río Plátano y Tikal, resultaron críticos el 14,19 y 24% de los indicadores, respectivamente. El aumento progresivo en el número de indicadores críticos, podría sugerir un grado de exigencia creciente por parte del equipo evaluador en la calificación de los indicadores. En estos resultados influyeron los ajustes hechos en la metodología de campo durante las evaluaciones y el aprendizaje generado con la repetida aplicación del estándar.

Los indicadores críticos sumaron un total de 20, es decir un 28% de los 70 evaluados en campo, e incluyeron principalmente los relacionados con el ámbito social. El análisis de estos indicadores (Filtro 4) resultó en: rechazo de indicadores (2), cambios en su re-

dacción (8), cambios en metodología de aplicación (12). Con los debidos ajustes, el número de indicadores críticos se redujo a 12, o sea 17% del total, lo que indica un 83% de éxito en los indicadores evaluados en el campo.

El estándar final consolidado para la certificación de áreas protegidas incluye 7 principios, 25 criterios y 65 indicadores. Los principios y criterios establecidos aparecen en el cuadro 3, el estándar completo puede consultarse en Padovan (2001).

Normas para la certificación de áreas protegidas

Con base en el óptimo del cumplimiento establecido para cada indicador se formuló un conjunto de normas para la certificación del manejo de áreas protegidas. Las normas son el valor de referencia del indicador, y se establecen como base de comparación para determinar el grado de cumplimiento de un criterio. Debido a la diversidad de condiciones de manejo, se

Cuadro 3. Principios y criterios integrantes del estándar resultante para la certificación del manejo de áreas protegidas.

Ambitos	Principios	Criterios
Ambiental	1. La categoría de manejo del área ha sido asignada con base en análisis técnicos adecuados	1.1. La congruencia entre las características intrínsecas, los objetivos de conservación y la categoría de manejo es adecuada. 1.2. Los usos que se desarrollan en el área son compatibles con la categoría de manejo.
	2. El área conserva la biodiversidad y la diversidad cultural relevantes de la región	2.1. El área conserva rasgos naturales o culturales relevantes. 2.2. El área contribuye a la conservación de comunidades claves o poblaciones de especies sombrilla u otra categoría de especie indicadora relevante para el área. 2.3. El área contribuye a la conservación de poblaciones de especies de interés especial, amenazadas o en peligro de extinción.
	3. El área posee las condiciones para favorecer la viabilidad ecológica	3.1. Las características espaciales del área protegida favorecen la viabilidad ecológica. 3.2. Los ecosistemas mantienen o mejoran su salud y vitalidad. 3.3. Los usos que se desarrollan en el área no perjudican la viabilidad ecológica. 3.4. Las amenazas a la salud y vitalidad de los ecosistemas o hábitats del área están identificadas y controladas.
Social	4. Existe integración entre el AP y la población dentro y en el entorno del área	4.1. Existen estrategias y son aplicadas para la integración de las comunidades en el manejo del área.
Económico/ financiero	5. El AP influye positivamente en el desarrollo económico de las poblaciones dentro y en el entorno	5.1. Las poblaciones dentro del área y/o en el entorno reciben beneficios monetarios, directos o indirectos, debido al AP. 5.2. Existen medidas efectivas de mitigación y/o compensación a los impactos económicos negativos debido al manejo del AP.
	6. El AP cuenta con los recursos financieros necesarios para el manejo	6.1. Se conocen los costos reales del manejo del AP 6.2. Se cuenta con recursos financieros suficientes para cubrir los costos del manejo. 6.3. Las fuentes de financiamiento son adecuadas y diversas para asegurar el manejo a largo plazo. 6.4. Los mecanismos de gestión e inversión financiera son adecuados y eficientes.
Institucional	7. El área posee las condiciones institucionales para su manejo efectivo	7.1. La planificación del manejo del área en los diferentes niveles es adecuada. 7.2. El plan de manejo es adecuado. 7.3. El personal es idóneo y suficiente para el desarrollo de las actividades de manejo. 7.4. El área ofrece las condiciones laborales adecuadas. 7.5. La infraestructura y servicios básicos existentes satisfacen las necesidades de manejo del área. 7.6. La administración del área logra apoyo político necesario para su gestión. 7.7. La legislación, normas técnicas y disposiciones administrativas se cumplen. 7.8. Los mecanismos para solucionar conflictos relacionados con la tenencia y uso de los recursos son efectivos. 7.9. El área protegida cuenta con una estructura organizativa adecuada para su manejo efectivo.

consideró el principio de gradualidad; para determinados indicadores se formuló más de una norma con el fin de facilitar su cumplimiento a lo largo del proceso de certificación.

Elaboración de un procedimiento para la certificación de áreas protegidas

Con base en los principales sistemas de certificación de bosques (Forest Stewardship Council, Pan European Forest Certification) se diseñó un procedimiento o secuencia de pasos lógicos que deberían seguirse para alcanzar la certificación de las áreas protegidas; sus características básicas son:

- El proceso es *voluntario*, comienza por interés e iniciativa del responsable del área protegida.
- El proceso es *transparente*, incluye consultas previas a todos los grupos de interés, en especial a los más relevantes. Los resultados son documentos públicos y de libre acceso.
- El proceso es *confiable*, para eso la evaluación debe ser externa y llevada a cabo por un equipo de expertos

previamente seleccionados; la evaluación incluye una revisión, en la que otros expertos confirman el cumplimiento del procedimiento y la autenticidad del informe.

- El proceso es *independiente*, ejecutado por ONG o empresas previamente acreditadas por un Consejo Superior de Áreas Protegidas, sin ninguna relación con el área protegida o sus responsables para evitar conflictos de intereses.

El procedimiento en cuestión consta de seis pasos básicos, (Figura 3).

Paso 1: Aplicación. Define el carácter voluntario de la certificación, ya que ocurre por iniciativa del área protegida. En este paso lo que se da es un intercambio de información.

Paso 2: Pre-evaluación. Hace un breve análisis del manejo y se analiza si el área reúne las condiciones para entrar en el proceso de certificación.

Paso 3: Evaluación. Conocida también como auditoría; es una evaluación de las condiciones del manejo hecha por un equipo de expertos en áreas protegidas con conocimiento específico en

los ámbitos social, económico/financiero, ambiental e institucional. El equipo debe ser previamente entrenado. La evaluación se basa en el estándar (cuyos principios, criterios e indicadores establecen los parámetros de referencia para el manejo sostenible) y en la triangulación de diferentes fuentes de información: datos secundarios, observaciones de campo, entrevistas con personal y actores relacionados. La calificación de los indicadores resulta en pre-condiciones, condiciones o recomendaciones y plazos para el cumplimiento de los criterios para la certificación. Dada la diversidad de nomenclaturas relacionadas con las áreas protegidas, antes de la evaluación debe establecerse una correspondencia de la terminología empleada con las categorías de manejo de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN, por sus siglas en inglés), a partir de un análisis de las características del área comparadas con las directrices definidas para cada categoría de manejo. Además, debe hacerse un análisis del contexto social,

económico, político, cultural y organizacional en el que está inserta el área protegida, para determinar las tendencias del manejo en los últimos años, favorecer la construcción del escenario óptimo y definir el nivel de exigencia para la certificación.

Paso 4: Revisión del informe de evaluación. Analiza los resultados de la auditoría con el objetivo de validar el proceso de evaluación.

Paso 5: Emisión de la certificación. Con base en la evaluación del área y la revisión del informe, la certificadora decide otorgar o no la certificación. Si el resultado es positivo, se hace un contrato con una duración mínima de cinco años que incluye las auditorías anuales. Si el resultado es negativo, el área protegida puede apelar para que se revise.

Paso 6: Monitoreo anual. Evaluación corta cada año para verificar el cumplimiento de las condiciones establecidas para el mantenimiento de la certificación.

Un sistema para la certificación de áreas protegidas

Teniendo en cuenta la necesidad de que el proceso de certificación sea operativo, se hizo una revisión de los principales sistemas de certificación forestal. De esa revisión resultó una propuesta de sistema para la certificación de áreas protegidas. Este sistema debe tener una estructura básica:

Consejo Superior de Áreas Protegidas. Debe ser una entidad de carácter internacional, no gubernamental, independiente y sin fines de lucro, integrada por los sectores involucrados en el manejo de áreas protegidas. Debe incluir a empresas privadas, organismos estatales, ONG e individuos. Las principales funciones del Consejo serían la aprobación y actualización del estándar y normas para la certificación; el establecimiento de mecanismos de decisión sobre la certificación y apelación; la acreditación de organizaciones locales; la promoción de la certificación por medio de la búsqueda de incentivos y beneficios para las áreas certificadas y captación de fondos para fomentar la certificación; el establecimiento de criterios para el uso de un fondo de apoyo para la certificación; el control de los procesos de certificación, para garantizar su credibilidad.

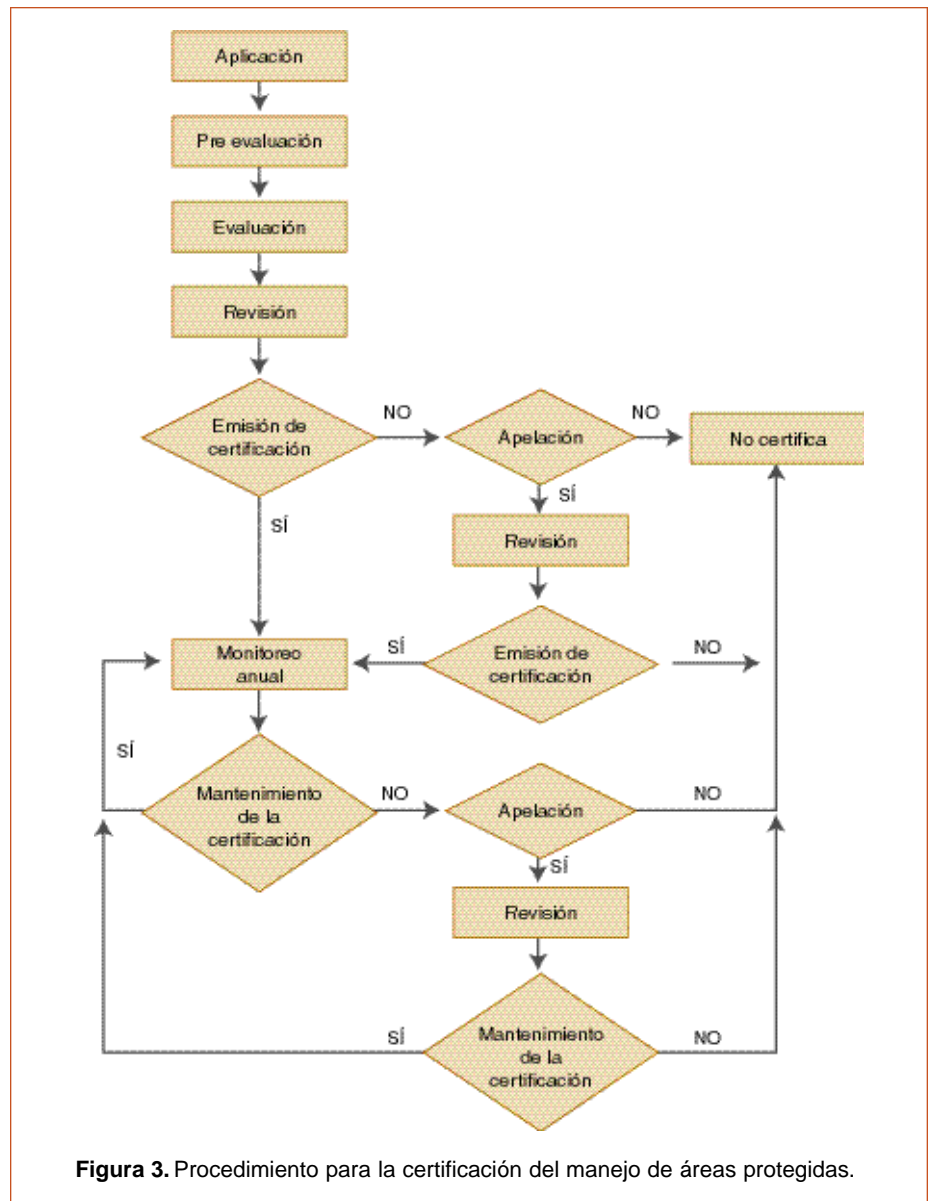


Figura 3. Procedimiento para la certificación del manejo de áreas protegidas.

Entidades certificadoras. Estas entidades serían independientes, pero acreditadas por el Consejo Superior, se procura así la descentralización del proceso para facilitar el acceso a la certificación y su funcionalidad local.

Cámaras técnicas. El sistema debe contemplar instancias para el debate en los ámbitos específicos considerados en el estándar (ambiental, social, económico e institucional). Las cámaras técnicas deben ser integradas por los diversos actores y sectores relacionados y deben ser las responsables de la definición de políticas y de los procesos de actualización del estándar en sus ámbitos específicos. Sus recomendaciones irían dirigidas al Consejo Superior.

Fondo para la certificación. Los altos costos constituyen una de las principales limitaciones al proceso de certificación; por ello, el sistema debe contemplar la creación de un fondo, manejado por la Secretaría Ejecutiva con reglas y criterios de prioridad previamente establecidos, con el objetivo de fomentar la certificación y subvencionar el proceso en los casos que se requiera. La captación de fondos debe ser responsabilidad del Consejo Superior.

Conclusiones y recomendaciones

Obtener el 83% de éxito en la aplicación del estándar en las tres áreas de estudio permite concluir que es posible utilizar un juego de principios, cri-

terios e indicadores común o genérico para la certificación del manejo sostenible en áreas protegidas de distintas categorías de manejo, de diferentes características intrínsecas y diferentes responsabilidades administrativas. Sin embargo, se recomienda validar el estándar en áreas protegidas de otros contextos, como en los países desarrollados, para determinar sus posibilidades reales de aplicación. Asimismo, se recomienda utilizar el estándar para la evaluación de áreas protegidas (como las áreas marinas) cuyas características especiales influyen en los requerimientos de manejo.

Las normas establecidas para la certificación de áreas protegidas deben servir de base para definir diferentes niveles de exigencia, teniendo en cuenta el contexto en que se insertan las áreas protegidas, el tamaño del área, la responsabilidad administrativa, la categoría de manejo u otras características definitorias. Se recomienda validar las normas en diferentes áreas protegidas, así como desarrollar una guía o manual que ayude a su interpretación y aplicación por diferentes evaluadores.


El establecimiento de un sistema para la certificación de áreas protegidas pasa por la articulación de un movimiento con amplia participación de los sectores comprometidos con la conservación. En este sentido, las

agencias de cooperación tendrían un papel fundamental en el proceso al poner en marcha la certificación, a partir del cual se podría lograr un efecto multiplicador.

La combinación de las metodologías utilizadas en el proceso de investigación demostró ser eficaz para elaborar el estándar para la certificación de áreas protegidas; sin embargo, la falta de experiencia sobre la formulación de estándares fue identificada como una limitación en el desarrollo de los filtros, lo que sugiere la necesidad de dar capacitación previa a los participantes.

La utilización del mismo equipo evaluador durante el proceso de investigación fue fundamental para reducir la variación en la evaluación de las áreas de estudio. La aplicación repetida del estándar por parte del mismo equipo resultó en un proceso de aprendizaje y un mayor nivel de exigencia en la calificación de los indicadores, generando un estándar práctico y aplicable.

Con el objetivo de minimizar la subjetividad inherente a los procesos de evaluación se recomienda capacitar al personal para el desarrollo de evaluaciones de manejo, con miras a la certificación de áreas protegidas; y que los equipos evaluadores sean integrados por expertos con conocimiento específico y experiencia en el manejo y planificación de áreas protegidas.

Se recomienda, además, invertir esfuerzos en el desarrollo de la metodología de aplicación del estándar, especialmente en cuanto a los indicadores del ámbito social, para reducir el número de indicadores críticos y generar resultados más confiables y eficientes. 

Cortesía del Proyecto para la Consolidación del CBM.

Agradecemos el apoyo de WWF Brasil que posibilitaron los estudios en CATIE, el apoyo logístico y financiero de WWF Centroamérica, sin el cual no habría sido posible la realización de este trabajo. También, la valiosa colaboración del Centro Científico Tropical de Costa Rica, la Fundación Naturaleza para la Vida, el Proyecto Biosfera Río Plátano (GTZ/AFE-COHDEFOR) de Honduras, la Secretaría de Estado para Asuntos del Medio Ambiente (SEAMA) del Brasil y de los expertos, asesores y colaboradores que participaron en las diversas etapas de la investigación.



María da Penha Padovan
Máster en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad
Correo electrónico: ppadovan@bol.com.br

Miguel Cifuentes Arias
WWF Centroamérica

José Joaquín Campos, CATIE
Correo electrónico: jcampos@catie.ac.cr

Ronnie de Camino
Correo electrónico: rcamino@upeace.org

Bastiann Louman, CATIE
Correo electrónico: blouman@catie.ac.cr

Literatura citada

- Cifuentes, M.; Izurieta, A.; De Faria, H. 2000. Medición de la efectividad del manejo de áreas protegidas. Turrialba, Costa Rica. WWF, GTZ, UICN. 105 p.
- Courrau, J. 1997. Estrategia de monitoreo de áreas protegidas en Centroamérica. Resultados del primer taller de Monitoreo de Áreas Protegidas de Centroamérica, Tegucigalpa, Honduras, PROARCA/CAPAS. 51 p.
- De Faria, H. 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, Costa Rica, CATIE. 91 p.
- Dourojeanni, M.J. 1997. Áreas protegidas: problemas antiguos y nuevos, nuevos rumbos. In Congreso Brasileiro de Unidades de Conservação. Curitiba, Parana. p. 69 - 109.
- Dudley, N.; Hockings, M.; Stolton, S.; Kiernan, M. 1999. Effectiveness of forest protected areas. A draft paper for IFF Intersessional Meeting on Protected Areas Puerto Rico. 11 p.
- Ferreira, LV; Sa, RL; Buschbacher, R; Batmalian, G; Bensusan, NR; Costa, KL. 1999. Áreas protegidas ou espaços ameaçados? Informe sobre o grau de implementação e vulnerabilidade das unidades de conservação brasileiras. Brasília, D.F., WWF. 15 p.
- Hockings, M. 2000. Evaluating effectiveness: a framework for assessing the management of protected areas WCPA/WWF/UICN Forest Innovations Project. (Best Practice Area Guidelines Series no. 6).
- Lammerts van Bueren, E.M; Blom, E.M. 1997. Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. The Netherlands. The Tropenbos Foundation. 82 p.
- Milano, MS. 2000. Mitos no manejo de unidades de conservação no Brasil, ou a verdadeira ameaça. In Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Campo Grande, M.S. p. 11-25.
- Miller, K. 1998. Planificación de las áreas protegidas para el Siglo XXI. In Primer Congreso Latinoamericano de Parques Nacionales y Otras Áreas Protegidas Santa Marta, Colombia.
- Padovan, M.P. 2001. Formulación de un estándar y un procedimiento para la certificación del manejo de áreas protegidas. Tesis Mag. Sc., Turrialba, Costa Rica, CATIE. 229 p.
- Prabhu, R; Colfer, C; Dudley, R. 1999. Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management. CIFOR. 186 p.
- Singh, S. 1999. Assessing management effectiveness of wildlife protected areas in India. In International Workshop on Measuring Management Effectiveness in Protected Areas. CATIE, Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- TNC. The Nature Conservancy. 1998. Measuring success: the parks in peril consolidation scorecard. Draft 4/8/98. 19 p.
- UICN (Unión Mundial para la Naturaleza). 1994. Guidelines for protected area management categories. Gland, Switzerland. Commission on National Parks and Protected Areas (WCMC).
- UICN/ BID. 1993. Parques y progreso. Áreas protegidas y desarrollo económico en América Latina y el Caribe. 257 p.

Cambio del uso y cobertura de la tierra y la conservación del bosque en dos áreas protegidas

Costa Rica

A pesar de que los efectos producidos por el cambio de uso y cobertura de la tierra en Costa Rica han ocasionado grandes cambios en su paisaje, la presencia de parques nacionales y sus guardaparques han influido positivamente en las transiciones de bosque, vegetación secundaria y páramo.

Tania Bermúdez Rojas
Gilberto Páez
Sergio Velásquez
Estella Motte

RESUMEN

En la zona comprendida entre los parques nacionales Volcán Irazú y Volcán Turrialba en Costa Rica, se determinó la estructura espacial del paisaje, se analizaron los cambios del uso y cobertura de la tierra en un período que comprende 20 años (fueron analizados tres años: 1978, 1992 y 1998) y se identificaron los factores que han influido en dicho cambio. La información necesaria se obtuvo de interpretación de fotografías aéreas. Con la utilización de índices de diversidad y el análisis de procesos de Markov se estimó la estructura y los cambios de uso para cada período de tiempo analizado y por medio de regresiones logísticas multinomiales se estimó los factores asociados a los cambios. Los resultados indicaron que existe una tendencia del paisaje a agregarse, sin presentar dominancia por ningún tipo de uso y cobertura de la tierra, y con una ligera disminución de la diversidad del paisaje. Hay una pequeña pero sostenida recuperación de zonas boscosas y de vegetación de páramo y transiciones de usos muy dinámicos de pastos y cultivos, que tienden a cambiar entre ellos. Los factores que inciden en los cambios de cobertura no boscosa a boscosa, presentan significancia; concluyendo, que la política del país en materia de áreas protegidas contribuye positivamente al mantenimiento de la cobertura boscosa a pesar de existir ocupación dentro de sus áreas.

Palabras claves: Utilización de la tierra; áreas silvestres protegidas; cobertura forestal; paisaje; protección forestal; Costa Rica.

SUMMARY

Change of Land Use and Covering and Forest Conservation in Two Protected Areas. In the area between Volcano Irazú National Park and Volcano Turrialba National Park in Costa Rica, the space structure of the landscape was determined; it analyzes the change of the land use / covering for a period of 20 years (1978, 1992, 1998), as well as, the factors that have influenced in this change. The information to carry out this work was obtained through air picture. Then, using diversity indexes and Markov probabilities the structure and the land use/cover change for every analyzed period was determined. Finally, using multinomial logistic models, the factors associated to the changes. The results suggest a tendency of the landscape to be added without presenting dominance for any type of land use / cover, was determined and a small decreasing of landscape diversity was found too. There is a small and constant recovery of forest areas and moor vegetation with very dynamic uses as the grasses and cultivations, but that they spread to change among them. The factors that influence in the change to non-forest covering as to forest, present statistical significance; concluding that the protect areas policy of the country contribute positively to the maintenance of the forest covering in spite of existing occupation inside them.

Key words: Land use; protected areas; forest covering; landscape; forest protection; Costa Rica.

El nuevo paradigma de la sustentabilidad y el manejo de ecosistemas requiere de un buen conocimiento de la dinámica del paisaje y los procesos ecológicos para dar respuestas sobre el dónde, cuándo y el por qué, que eventualmente pueden ser utilizadas por planificadores y tomadores de decisiones (Turner *et al.* 1996).

El efecto provocado por el cambio de uso/cobertura de la tierra en Costa Rica, ha producido grandes cambios en el paisaje. Por lo tanto se hace indispensable mantener las zonas fuera y dentro de las áreas protegidas en buen estado y entender el funcionamiento y estructura del paisaje, integrando aspectos biológicos y socioeconómicos.



Foto: Guiselle Brenes.

Cráter del Volcán Turrialba y vegetación de páramo característica de la zona.

Este es el caso de la zona comprendida entre los parques nacionales Volcán Irazú y Volcán Turrialba de Costa Rica, zonas con una alta riqueza de biodiversidad (Vacaflor 1997) y de gran importancia en términos de recursos hídricos (ICE 1999). Comprender los procesos de cambio

y uso de suelo que han afectado a la zona a lo largo del tiempo, permite elaborar estrategias de manejo que garanticen el uso racional y sustentable de los distintos recursos albergados en la zona de estudio.

Este trabajo describe la estructura del paisaje, se estiman las probabilidades de cambio y patrones de uso/cobertura de la tierra en los últimos 20 años y se caracterizan algunas variables (biofísicas y socioeconómicas) que han incidido en el cambio de la cobertura vegetal en la zona comprendida entre ambos parques nacionales.

Materiales y métodos

Para la interpretación del uso/cobertura de la tierra (Cuadro 1) se utilizaron fotografías aéreas. Se trabajó con series completas de toda la zona de estudio de los años 1978, 1992 y 1998. Todas las fotografías en formato digital se procedieron a orthocorregir, por medio del software PCI Geomatic. Se utilizaron los vectores de carreteras y ríos de Costa Rica como puntos de control para bajar el error (RMS) y georeferenciar las fotografías. Por último, se utilizó el modelo de elevación digital generado a partir de las curvas de nivel a cada 10 metros de la cartografía de Costa Rica 1:25000.

Las orthofotos generaron series de tiempo que se utilizaron para la clasificación del uso/cobertura y digitalización de los mapas con el software Arcview 3.2. Se realizaron cinco giras de verificación de campo a la zona de estudio, tomando coordenadas geográficas con un Sistema de Posicionamiento Geográfico (GPS) por sus siglas en inglés luego se compararon con la interpretación hecha en el laboratorio de Sistema de Información Geográfica del CATIE.

La presente investigación es un proceso espacio-temporal, por lo tanto, la unidad de información básica constituye la celda o pixel, (PCI Geomatics 2000, Chuvieco 1996). Se utilizó un tamaño de celda de 20 m x 20 m (400 m²) (Baritto 2000). Cada una de las celdas que componen la imagen ofrece información con características propias que permite estimar cambios a través del tiempo y el espacio.

Todos los estudios relativos a eventos dinámicos espacio-temporales tienen una alta autocorrelación espacial (Bockstael 1996). La estimación basada en muestras dispersas aleatoriamente se reduce a magnitudes menores. Por lo tanto, se generó un conjunto aleatorio de puntos (20 m x 20 m) entre un n=500 a n=3.000, que se relacionaron con el mapa de uso/cobertura de la tierra de 1998, obteniendo para cada punto un número exacto de coordenadas y su uso. Aplicando la curva de la varianza mínima del cambio en los tipos de uso/cobertura del suelo con relación al tamaño de la muestra se estimó el tamaño "n" (Steel y Torrie 1997; Scheaffer *et al.* 1987) en 1.833 puntos, redondeándose a 2.000 puntos para facilitar el manejo de los datos.

Se calcularon los índices y medidas descriptivas del paisaje para obtener los patrones y características de la estructura espacial en los tres años analizados (1978, 1992, 1998). Se utilizaron medidas como áreas, densidad; e índices de contagio¹, de dominancia y de diversidad de Simpson y de

1 Adyacencia de los tipos de uso/cobertura.

Shannon (Farina 1999, O'Neill *et al.* 1988, Turner y Ruscher 1988, Li y Reynolds 1993). El cálculo de estos índices se obtuvo por medio del software Fragstats versión 3.0 utilizado para el análisis de paisajes y fragmentación (Kramer 1997, Corrêa 2000).

Modelos de análisis de probabilidad de cambio en el uso de la tierra

Los cambios en el paisaje pueden ser estimados por medio de análisis estocásticos. Un proceso estocástico es aquel que representa eventos aleatorios y se miden en términos de probabilidades. Los modelos probabilísticos en general son indicados para la medición de cambio o transición en el uso de la tierra y ofrece una forma simple para interpretar la complejidad de relaciones entre las variables. Un modelo probabilístico usado comúnmente en ecología y geografía para describir procesos de sucesión o difusión espacial son las cadenas de Markov (Lambin 1994), el cual se basa en las probabilidades de transición o cambio de un estado a otro, o sea de un uso/cobertura de la tierra a otro.

Los modelos de Markov pueden ser expresados en notación matricial; para este caso la muestra aleatoria simple de n= 2.000 compuesta por cada celda de 20 m x 20 m puede tomar alguno de los valores discretos nominales de uso/cobertura en un tiempo determinado. Para este caso en particular la matriz de probabilidad fue de 7 x 7, es decir, 49 masas probabilísticas posibles para cada evento de cambio que abarca de 1978 a 1992 y de 1992 a 1998.

Hay que aclarar que lo más importante para este trabajo se refiere al bosque, o a otro tipo de cobertura que brinde conexión y hábitat a especies de flora y fauna; así que la diferenciación entre cultivos o el tener un gran número de categorías no es necesario para cumplir con los objetivos de la investigación.

Además, las probabilidades condicionales mostraron que no todas las 49 transiciones (cambios de un uso/cobertura a otro) ocurren, otras tienen una probabilidad muy baja de ocurrencia y otras son ecológicamente

Cuadro 1. Tipología de uso/cobertura presentes en el área de investigación.

Identificador Sigla	Tipo de uso/cobertura	Descripción
Sd	Suelo desnudo	Con escasa cobertura vegetal
Pa	Pasto	Pasturas con menos de 10% de cobertura arbórea
Cu	Cultivos agrícolas	Área con cultivos anuales predominantemente de papa y coliflor
P/Ar	Pasto con árboles	Pastos con árboles dispersos predominantemente <i>Quercus sp.</i>
Vp	Vegetación de páramo	Vegetación achaparrada y arbustiva muy cercana al volcán
Bs	Bosque secundario	Matorrales, bosques secundarios de sucesión temprana
Bp	Bosque primario	Bosque con cobertura continua entre 100% y 70%, además de franjas de bosque de galería

te no viables (por ejemplo usos no forestales a bosque primario) generadas por errores en la utilización de sensores remotos como las fotografías aéreas, que para este estudio fue de 13 metros. Bajo este criterio se agruparon y se generó una variable transformada, multinomial Y, con tres niveles o estados posibles, a saber:

$$Y = \{C0, C1, C2\}$$

Donde:

C0: Transiciones con muy bajas o nulas probabilidades de ocurrencia (Tcbaja).

C1: Transición a cobertura no boscosa (incluye cultivos, pastos con y sin árboles y suelo desnudo) (TCNoBos)

C2: Transición a cobertura boscosa (incluye el bosque primario, secundario y la vegetación de páramo, ya que esta última es una vegetación natural del área) (TCBos)

Los factores que inciden en el cambio de uso/cobertura de la tierra, pueden ser estimados considerando los estados C0, C1, C2. De esta forma se aplicó un modelo de regresión multinomial logística (Multinomial logit) que describe la relación entre una variable de respuesta categórica y un conjunto de variables explicativas continuas y discretas (Agresti 1990); utilizando los parámetros estimados a partir de la razón de máxima verosimilitud (Turner *et al.* 1996).

La matriz de variables explicativas (X) usadas en el análisis es exclusivamente de naturaleza espacial, que posiciona la variable de respuesta Y en función de las variables independientes X. Las variables utilizadas son distancia a carreteras (km), distancia a casas y lecherías (km), costo de acce-

so (distancia asociada a un coeficiente de fricción), altitud (msnm), pendiente (grados), áreas de influencia de los parques nacionales (dentro o fuera de las áreas protegidas) y zonas de vida².

Resultados y discusión

Cuantificación del uso/cobertura de la tierra y estimación de índices descriptivos del paisaje

El número de fragmentos y la densidad en el paisaje es mayor en 1978 presentando 164 fragmentos y una densidad de 2,68 en 100 hectáreas (Cuadro 2). Veinte años después hay una disminución de 17 fragmentos y una densidad 2,4 fragmentos en 100 hectáreas, esto podría indicar que el grado de fragmentación del paisaje está disminuyendo; sin embargo, podría resultar confuso ya que el paisaje puede estar aislándose al desaparecer los fragmentos.

Los índices de contagio (Cuadro 3) no presentan diferencias significativas entre cada periodo de tiempo, indicando una relativa estabilidad en el ecosistema (un valor cercano a cero indica patrones altos de dispersión y que todas las posibles adyacencias ocurren en igual proporción. Valores iguales o cercanos a 1 indican un paisaje con usos/coberturas agrupadas). Todos los valores obtenidos indican (entre 0,5 y 0,6) que los fragmentos tienen una tendencia a agruparse (agregarse).

La zona de estudio presenta altos niveles de precipitación anual y temperaturas un poco adversas para la colonización humana, por lo que tal vez estos factores relacionados con las zonas de vida (precipitación, tempe-

2 En el área existen tres zonas de vida (Holdridge 1978):Bosque Pluvial Montano Bajo, Bosque Pluvial Montano y Bosque muy Húmedo Montano Bajo.

ratura y evapotranspiración) puedan ser limitantes a cambios agrícolas o productivos que ayudan a mantener un ecosistema más agregado.

Para los índices de diversidad (Cuadro 3) aplicados en los tres periodos analizados tampoco se observan diferencias marcadas indicando la estabilidad del paisaje. El índice de dominancia tampoco presenta diferencias marcadas entre los distintos periodos analizados. Los valores más cercanos a 1 indican que el paisaje está dominado por un solo uso o cobertura (O'Neill *et al.* 1988, Farina 1999), así para la zona de estudio el valor obtenido nos indica que los fragmentos de distintos usos/ coberturas están representados en proporciones cercanas

o parecidas, sin haber dominancia de ningún uso específico.

Cambios en el uso/cobertura de la tierra entre los años 1978,1992 y 1998

La transición más relevante fue de suelo desnudo a bosque secundario (Cuadro 4). Este comportamiento se puede explicar ya que gran cantidad del suelo desnudo observado en 1978 se encontraba cerca del volcán Irazú, que en la década de los años 60, presentó una gran actividad volcánica, que pudo haber ocasionado alteraciones por derrumbes en las montañas cubiertas de bosque; sin embargo no se dispone de una referencia anterior para corroborar esta afirmación.

Los otros dos usos con una mayor probabilidad de cambio son pasto con árboles y pastos, estos tienen transiciones a cultivos y a bosque secundario, aunque en menor proporción. Este cambio de una actividad productiva a otra, como son los pastos a cultivos, puede deberse al fomento del cultivo de la papa en el principio de la década de los 90, que se dio en las zonas cercanas a las faldas del volcán Irazú (ICE 1999).

En menor proporción hay transiciones de cobertura boscosa a usos como pasto, pasto con árboles y cultivos; así como también transiciones de bosque secundario a pastos, por lo tanto no todas las transiciones fueron en la dirección de conservación y recuperación de bosque.

La diagonal representa el no cambio de los distintos usos; es decir, la estabilidad del sistema en el tiempo.

En las transiciones de 1992 a 1998 (Cuadro 5), los usos/cobertura más estables son igual que en la transición anterior bosque primario y páramo, con la diferencia en suelo desnudo donde llega a estabilizarse. También se nota una clara diferencia en los usos más dinámicos, en donde cultivos y bosque secundarios tienen la menor proporción de persistencia.

Los cultivos tienden a regresar a la actividad productiva de pastizales, debido quizás al poco resultado que tuvo el cultivo de la papa en la zona. La transición de pastos con árboles a bosques secundarios observados entre 1978 a 1992 puede indicar el abandono paulatino de las actividades agrícolas a través del tiempo.

Al reagrupar los siete usos/cobertura de la tierra en cobertura boscosa y cobertura no boscosa se observó una mayor estabilidad, en ambos periodos analizados de 1978 a 1992 y 1992 a 1998 (Cuadro 6).

Modelos de cambio del uso/cobertura de tierra en función de las variables explicativas

Las probabilidades de transición a coberturas no boscosa (pastos, pastos con árboles, cultivos y suelo desnudo), y coberturas boscosas (bosque, vegetación secundaria y de páramo) resultó significativa para casi todas las variables y en los dos periodos anali-

Cuadro 2. Parámetros espaciales para cada tipo de uso/cobertura de la tierra en los tres periodos.

	Área (ha)	Porcentaje del paisaje	Número de fragmentos	Densidad**	Área*** promedio (ha)	Desviación estándar	Coefficiente de variación %
Paisaje en 1978							
Suelo desnudo	102,5	1,7	17	0,28	6,0	10,6	175,0
Pasto	1523,8	24,9	74	1,21	20,6	57,8	280,4
Cultivo	154,2	2,5	6	0,10	25,7	34,6	134,5
Pasto con árboles	680,0	11,1	18	0,29	37,8	66,1	175,1
Vegetación de páramo	377,8	6,2	4	0,06	94,5	130,0	137,6
Bosque secundario	312,6	5,1	5	0,08	62,5	108,8	173,9
Bosque primario	2961,8	48,4	40	0,65	74,0	413,1	557,9
Paisaje en 1992							
Suelo desnudo	70,3	1,2	18	0,29	3,9	9,8	250,1
Pasto	1036,1	17,0	73	1,19	14,2	46,1	324,6
Cultivo	313,4	5,1	5	0,08	102,7	201,2	196,0
Pasto con árboles	603,0	9,9	30	0,49	20,1	59,0	293,5
Vegetación con páramo	370,0	6,1	2	0,03	185,0	127,6	69,0
Bosque secundario	471,8	7,7	5	0,08	64,2	122,3	190,5
Bosque primario	3198,7	52,3	25	0,41	127,9	584,0	456,4
Paisaje en 1998							
Suelo desnudo	71,7	1,2	14	0,23	5,1	9,6	188,1
Pasto	1238,5	20,2	71	1,16	18,8	56,7	300,9
Cultivo	294,2	4,8	6	0,10	49,0	68,4	139,4
Pasto con árboles	519,3	8,5	19	0,31	27,3	67,6	247,2
Vegetación con páramo	360,3	5,9	3	0,05	120,1	130,6	108,8
Bosque secundario	337,1	5,5	4	0,06	59,3	91,2	153,9
Bosque primario	3292,8	53,8	30	0,49	109,8	544,0	495,6

**Densidad : número de fragmentos de cada uso/cobertura entre el área total de cada uso/cobertura,

***Área promedio de cada fragmento en cada uso/fragmento,

Cuadro 3. Área, diversidad, dominancia y otros parámetros espaciales estimados para todo el paisaje en los tres años analizados.

Medidas e índices	1978	1992	1998
Área total del paisaje (ha)	6112,820	6112,590	6113,810
Número de fragmentos	164	158	147
Densidad de fragmentos(n/100ha)	2,683	2,585	2,404
Número de usos (riqueza de parches)	7	7	7
Tamaño promedio de los fragmentos (ha)	37,273	38,687	41,591
Desviación estándar del tamaño de los fragmentos (ha)	212,355	244,414	254,579
Coefficiente de variación del tamaño de los fragmentos (%)	569,723	631,769	612,109
Índice de contagio (%)	0,593	0,591	0,615
Índice de dominancia	0,311	0,259	0,274
Índice de diversidad de Shannon	1,427	1,452	1,366
Índice de diversidad de Simpson	0,683	0,674	0,647

zados (1978-1992 y 1992-1998), como distancia a carreteras, la distancia a casas, la distancia como un costo de acceso, la altitud, la pendiente y la presencia de los Parques Nacionales (Cuadro 7). Sin embargo la dirección (signo positivo y negativo) varió de acuerdo al tipo de transición. La única variable que no resultó significativa fue zonas de vida.

Las transiciones a cobertura no boscosa, contrario a lo esperado, crece a medida que aumenta la altitud y se alejan las carreteras. Sin embargo hay que recalcar que en la zona de estudio, a pesar de presentar grandes alturas, también se localizan zonas relativamente planas.

Sader y Joyce (1988) encontraron para Costa Rica una alta relación entre la pendiente, las carreteras y la presencia de bosque. Ellos demostraron que con el crecimiento de las vías de acceso como calles, carreteras y caminos aumentaban la tasa de deforestación, quedando remanentes de bosque solo en aquellas zonas con gran pendiente, donde era sumamente costoso la construcción de vías de comunicación. Con los efectos marginales volvemos a confirmar lo anterior, observando una influencia positiva de la pendiente y las distancias como costo de acceso, a las transiciones a coberturas boscosas.

A diferencia de la distancia a carreteras, la distancia como un costo de acceso influye positivamente en la probabilidad de transición a cobertura boscosa. Esta diferencia de signo en variables asociadas a carreteras, se

Cuadro 4. Matriz de probabilidades de transición markovianas para el período de 1978 a 1992

Tt _i	t _{n+1}	1992						
		Sd	Pa	Cu	P/Ar	Vp	Bs	Bp
1978	Sd	0,571	0,000	0,000	0,000	0,029	0,400	0,000
	Pa	0,000	0,598	0,170	0,029	0,006	0,172	0,025
	Cu	0,000	0,196	0,783	0,000	0,000	0,022	0,000
	P/Ar	0,000	0,032	0,204	0,597	0,028	0,139	0,000
	Vp	0,008	0,000	0,000	0,000	0,940	0,053	0,000
	Bs	0,000	0,080	0,000	0,000	0,000	0,830	0,089
	Bp	0,002	0,033	0,018	0,028	0,001	0,002	0,916

Sd = Suelo desnudo Cu = Cultivos Vp = Vegetación de páramo Bp = Bosque primario
Pa = Pasto P/Ar = Pasto con árboles Bs = Bosque secundario

Cuadro 5. Matriz de probabilidad de transición markovianas para el periodo de 1992 a 1998

Tt _i	t _{n+1}	1998						
		Sd	Pa	Cu	P/Ar	Vp	Bs	Bp
1992	Sd	0,913	0,000	0,000	0,000	0,000	0,087	0,000
	Pa	0,000	0,808	0,085	0,005	0,000	0,079	0,022
	Cu	0,000	0,632	0,324	0,011	0,000	0,032	0,000
	P/Ar	0,000	0,083	0,000	0,781	0,000	0,124	0,012
	Vp	0,022	0,029	0,000	0,037	0,890	0,022	0,000
	Bs	0,000	0,112	0,000	0,000	0,000	0,664	0,224
	Bp	0,004	0,032	0,004	0,013	0,002	0,005	0,941

Sd = Suelo desnudo Cu = Cultivos Vp = Vegetación de páramo Bp = Bosque primario
Pa = Pasto P/Ar = Pasto con árboles Bs = Bosque secundario

Cuadro 6. Matriz de probabilidades de transición markovianas para usos/coberturas agrupadas, para los periodos de tiempo entre 1978 a 1992 y de 1992 a 1998.

	1992		1998	
	Cobertura boscosa	Cobertura no boscosa	Cobertura boscosa	Cobertura no boscosa
1978	0,927	0,073	0,938	0,062
1992	0,193	0,807	0,1	0,9

debe quizás a que la distancia como un costo incluye la pendiente y un coeficiente de fricción. La distancia a casas influye negativamente a la tran-

sición a cobertura no boscosa, así que a mayor distancia disminuye la probabilidad de transición a pastos, y otros cultivos. Esto resulta lógico ya que en

Cuadro 7. Parámetros estimados por medio de la razón de máxima verosimilitud para los períodos de tiempo entre 1978 a 1992 y de 1992 a 1998.

Parámetros estimados 1978-1992	Transición a cobertura no boscosa TCNoBos		Transición a cobertura boscosa TCBos		Parámetros estimados 1992-1998	Transición a cobertura no boscosa TCNoBos		Transición a cobertura boscosa TCBos	
	Coefficiente	Error estándar	Coefficiente	Error estándar		Coefficiente	Error estándar	Coefficiente	Error estándar
Intercepto	-0,0269ns	0,1246	0,0283ns	0,1246	Intercepto	-0,2647**	0,1241	0,2661**	0,1257
Discarr	0,00079**	0,00009	-0,0007**	0,00009	Discarr	0,0008**	0,0001	-0,0008**	0,0001
Cambio	-0,0104*	0,0059	0,0105*	0,0059	Cambio	0,0187**	0,0061	-0,0136**	0,0067
Discasa	-0,00026**	0,00004	0,00026**	0,00004	Discasa	-0,00025**	0,00004	0,0002**	0,00004
Costo	-0,00029	0,00002	0,00029**	0,00002	Costo	-0,00033**	0,00002	0,00032**	0,00002
Altitud	0,00015**	0,00005	-0,00015**	0,00005	Altitud	0,0002**	0,00005	-0,0002**	0,00005
Pendiente	-0,00087**	0,0002	0,00087**	0,0002	Pendiente	-0,0005**	0,0001	0,0006**	0,0002
Parque	-0,2004**	0,0338	0,2003**	0,0338	Parque	-0,1674**	0,0348	0,1736**	0,0353
Zovida	-0,04285ns	0,0263	0,0428ns	0,0263	Zovida	-0,0239ns	0,0271	0,0327ns	0,0283

**Significativo al (p<0,05), * significativo al (p<0,08), ns= no significativo

Discarr: distancia de carreteras

Discasa: distancia a casas y lecherías

Parque: áreas de influencia de los parques nacionales

Costo: distancia como un costo de acceso

Zovida: zonas de vida

la zona de estudio la gran mayoría de los habitantes cuentan con pequeñas lecherías y varias cabezas de ganado que dejan pastando cerca de sus casas.

La presencia de parques nacionales dentro de la zona de estudio influye positivamente a las transiciones de bosque, vegetación secundaria y de páramo. A pesar de que la mayoría de las propiedades dentro de las dos áreas protegidas son privadas (ya que no han sido pagadas por el gobierno), la presencia de guardaparques en el área parece haber influenciado positivamente la protección de la zona (comunicación personal funcionarios del MINAE 2001). Además las políticas ambientales ejecutadas en años recientes a permitido la recuperación de amplias zonas deforestadas en Costa Rica, que eventualmente podrían haber influido en el área de estudio, con el pago de servicios ambientales.

Todas las variables explicativas son consistentes en el tiempo tanto en su significancia como en su dirección. De esta manera se puede suponer dos cosas: o que el ecosistema está entrando a un equilibrio, sin grandes cambios a través del tiempo o que el periodo de análisis es muy pequeño para observar estas diferencias.

Conclusiones

- De acuerdo a los parámetros de contagio, diversidad y dominancia analizados para los tres años, se puede concluir que los paisajes tienen una tendencia a agregarse, no presentan dominancia por ningún tipo de uso/cobertura de la tierra con un decrecimiento muy pequeño en la diversidad del paisaje.
- Dentro de los usos/cobertura de la tierra en los 20 años analizados, el bosque primario presenta la mayor estabilidad en el tiempo. Se observa una disminución en el suelo desnudo en los primeros 14 años, cambiando a bosque secundario, para luego estabilizarse en los últimos 6 años. En los dos periodos de tiempo hay una marcada tendencia a cambiar de una actividad productiva a otra como es de pastos a cultivo y viceversa.
- A nivel general, en el primer periodo de tiempo analizado se observa un aumento en la probabilidad de transición de cobertura no boscosa a cobertura boscosa, disminuyendo esta probabilidad en los últimos seis años.
- De las variables analizadas que inciden en los cambios tanto a cobertura boscosa como a no boscosa en los

20 años analizados, todas presentan significancia con excepción de las zonas de vida presentes en el área de estudio.

- En el caso analizado las áreas protegidas contribuyen positivamente al mantenimiento de la cobertura boscosa a pesar de existir ocupación dentro de sus áreas, concluyendo que existe un manejo adecuado de los dos parques nacionales. 🌳

Tania Bermúdez Rojas
Máster en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad
Correo electrónico:
Tania@grupogalileo.com

Gilberto Páez
CATIE
Correo electrónico:gpaez@catie.ac.cr

Sergio Velázquez
CATIE
Correo electrónico:svelazque@catie.ac.cr

Estella Motte
CATIE
Correo electrónico:emotte@catie.ac.cr

Literatura citada

- Agresti, A. 1990. *Categorical data analysis*. New York, EUA. 558 p.
- Baritto, F. 2000. *Dinámica de factores asociados al uso de la tierra e implicaciones sobre el colapso ambiental de 1999 en la costa Norte de Venezuela*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 104 p.
- Bockstael, N. 1996. *Modeling Economics and Ecology: the importance of a spatial perspective*. *American Journal Agricultural Economics* 78:1168-1180.
- Corrêa, AP. 2000. *Evaluación de patrones del paisaje y los ecosistemas para fines de recuperación, conservación y manejo de biodiversidad en un paisaje fragmentado*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 105 p.
- Chuvieco, E. 1996. *Fundamentos de teledetección espacial*. Madrid, Rialp. 565 p.
- Farina, A. 1999. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. New York, Chapman & Hall. 225 p.
- Holdridge, L.R. 1978. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica, IICA, 216p.
- ICE (Instituto Costarricense de Electricidad). 1999. *Plan de manejo integral de la Cuenca del Río Reventazón*. Informe de Diagnóstico. Caracterización económica. San José, Costa Rica. 35 p.
- Kramer, E. 1997. *Measuring landscape change in remnant tropical dry forest*. In Laurance, W.F; Bierregaard Jr., RO. Eds. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. London, The University of Chicago Press. p. 386-399.
- Lambin, E. 1994. *Modelling Deforestation Processes. Trees tropical Ecosystem Environment Observations by Satellites*. Community European. 98p. (Trees Series B: Research Report European commission).
- Li, H; Reynolds, JF. 1993. *A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes*. *Landscape Ecology* 8(3):155-162.
- O'Neill, RV; Krummel JR; Gardner, RH; Sugihara, G; Jackson, B; De Angelis, DL; Milne, BT ; Turner, MG; Zygmunt, B; Christensen, SW; Dale, VH; Granham, RL. 1988. *Indices of landscape pattern*. *Landscape Ecology* 1(3):153-162.
- PCI Geomatics. 2000. *OrthoEngine Airphoto Edition. User Guide. Version 7.0*. Richmond Hill, Ontario, Canada. 244p.
- Sader, SA; Joyce, AT. 1988. *Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983*. *Biotropica* 20 (1):11-19.
- Scheaffer, R L; Mendenhall, W; Ott, L. 1987. *Elementos de muestreo*. Trad. G. Rendón; J.R. Gómez. Ed. Iberoamericana. p. 55-60.
- Steel, RGD; Torrie, J.H; Dickey, D.A. 1997. *Principles and procedures of statistics: a biometrical approach*. New York, McGraw-Hill. 666 p.
- Turner, M; Ruscher, L. 1988. *Change in Landscape pattern in Georgia, USA*. *Landscape Ecology* 1(4):241-251.
- Turner, M; Wear, D; Flamm, R. 1996. *Land ownership and land-cover change in the southern Appalachian highlands and the Olympic Peninsula*. *Ecological Applications* 6(4):1150-1172.
- Vacaflor, NE. 1997. *Planificación estratégica aplicada en áreas protegidas: El caso del Parque Nacional Volcán Turrialba*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 243 p.

Potencial de las plantaciones de teca y pajonales en la conservación de la diversidad de avifauna

Subcuenca del Lago Gatún, Canal de Panamá

La destrucción y fragmentación de los bosques tropicales es una tendencia global. Actualmente se plantean varias soluciones para mitigar los impactos negativos que tales fenómenos tienen en la biodiversidad, una de ellas es estableciendo plantaciones forestales.

Judith Perla
Bryan Finegan
Diego Delgado

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el papel que desempeñan las plantaciones de teca (*Tectona grandis*) en la conservación de la diversidad de aves del bosque tropical en la subcuenca del Lago Gatún, Canal de Panamá. Para ello se evaluó la riqueza, abundancia y composición de la avifauna de dos plantaciones de teca (2 y 4 años de edad), cuatro fragmentos de bosque pequeño (6 – 10 ha), tres áreas de paja blanca (*Saccharum spontaneum*) (10-43 ha) y un fragmento grande de bosque primario (888 ha). El muestreo se realizó a través de puntos de conteo establecidos en transectos de 400 m, separados entre sí cada 100 m y con un radio de acción de 25 m. Se establecieron cuatro transectos por hábitat.

Sobre la base de los resultados para el índice de diversidad de Shannon los hábitats bajo estudio no mostraron diferencias estadísticas significativas. El mismo resultado se obtuvo al aplicar el Análisis de Varianza, para la riqueza y abundancia. Sin embargo, las pruebas de Chicuadrado señalaron diferencias significativas en la representación porcentual de los gremios en los diferentes hábitats. Los resultados del índice de Morisita-Horn evidenciaron un mayor número de especies compartidas entre teca, así como entre fragmentos de bosque, siendo este número menor cuando se compararon los teca con los fragmentos de bosque. La paja blanca presentó una mayor similitud con los teca.

También se encontraron diferencias en la representación de algunas familias en los distintos hábitats.

La presencia de aves en los teca y paja blanca pudo deberse a la influencia de los matorrales y fragmentos de bosque; esto puede explicar la ausencia de diferencias en la abundancia y riqueza entre hábitats. Sin embargo, las diferencias detectadas a nivel de gremios alimenticios y composición de familias, reflejaron que los teca y la paja blanca podrían constituir hábitats no propicios para algunas especies de aves de bosque. Por tanto la conservación y permanencia de matorrales, bosque ripario, remanentes de bosque primario y secundario, deben ser parte de las consideraciones ambientales en el cambio de paja blanca por teca.

Palabras claves: Plantación forestal; bosque tropical; *Tectona grandis*, biodiversidad; fragmentación; aves; Canal de Panamá; Panamá.

SUMMARY

Potential of Teak and Paja Blanca for Avifauna Diversity Conservation. Gatún Lake Sub-watershed, Panama Canal.

The objective of this study was to assess the role of teak (*Tectona grandis*) plantations for bird diversity conservation in the tropical forest of the Gatún lake's sub-watershed, in the Panama Canal area. In order to reach that goal, bird population richness, abundance and diversity were evaluated in two teak plantations (2 and 4 years-old respectively), in four small forest fragments (6-10 ha), in three areas of paja blanca (*Saccharum spontaneum*) (10-43 ha) and a big fragment of primary forest (888 ha). The sampling was done by taking four replicate, 25 m radius counting points in sections of 400 m, with 100 m between each one.

Based on Shannon's diversity index, the habitats under study showed no statistically significant differences. The same result was obtained after the application of the Analysis of Variance (random model), for richness and abundance. However, Chi-square evaluations showed significant differences in the percentage representation of different bird groups the habitats. Some differences were found among families in the habitats: for instance, frugivorous species were found in the small and big forest fragments, but were absent in paja blanca and teak plantations. Granivores were another guild that showed differences among habitats being found in paja blanca and teak plantations, but not in the forest fragments..

Presence of birds in teak and paja blanca plantations could be a result of the influence of remnant vegetation and forest fragments. This influence can explain the similarity between abundance and richness in the different habitats. However, detected differences in the feeding guilds and at the family composition level showed that habitats suchs teak and paja blanca plantations may not be propitious environments for many forest bird species. Therefore, the conservation of riparian forest, and primary and secondary forest remnants must be part of the environmental considerations in the replacement of paja blanca.

Key words: Forest plantation; tropical forest; *Tectona grandis*; biodiversity; fragmentation; birds; Panama Canal; Panama.

Se estima que cerca de 15,4 millones de hectáreas de bosque tropical son destruidas cada año; solamente en 1990 se perdieron unas 1.756 millones de hectáreas de bosque tropical natural dándose la mayor área de destrucción en América (Whitmore 1997). En Panamá, la tasa de deforestación ha alcanzado niveles alarmantes; en 1987 se estimó que el área boscosa del Canal de Panamá era de 127.072 ha, pero en un período no mayor de seis años se perdieron 1.979 ha de bosque. Actualmente la subcuenca del Lago Gatún se encuentra deforestada en un 52% (Palencia 2000). La deforestación trae como consecuencia la fragmentación de ecosistemas, que es uno de los factores más importantes de la pérdida de biodiversidad (Grajon *et al.* 1996).

Como una solución para mitigar el problema de la deforestación y como una estrategia de conservación y recuperación de biodiversidad en tierras degradadas, se está implementando el establecimiento de plantaciones forestales y sistemas agroforestales en el trópico (Montagnini *et al.* 1999). Sin embargo, se considera que algunas plantaciones forestales podrían empobrecer los ecosistemas y hacer disminuir el número de especies animales y vegetales (FAO 1995). Al respecto se tiene claro que las plantaciones no pueden suplir a nivel de paisaje todas las funciones que aportan los bosques naturales, pero en cuanto a mantenimiento de poblaciones de flora y fauna pueden



constituir un hábitat apropiado para ciertas especies que no tienen exigencias muy específicas.

En Panamá, una de las especies forestales de mayor aceptación para plantaciones forestales es la teca (*Tectona grandis*). En la cuenca del Canal de Panamá, especialmente en la subcuenca del Lago Gatún, la siembra de teca se ha contemplado como una alternativa para recuperar esta zona y erradicar de manera definitiva la paja blanca (*Saccharum spontaneum*), especie exótica que fue introducida para controlar la erosión en el Canal, pero que muchos consideran como responsable de cierto grado de degradación ecológica en la zona (Palencia 2000). No se conoce cuáles serán los impactos ecológicos que provocará el cambio de pastizales por plantaciones de teca por lo que se requieren estudios al respecto. Las aves son uno de los grupos faunísticos más ampliamente utilizados para comprender el efecto de la alteración de hábitats sobre las poblaciones de flora y fauna (Turner 1996), ya que están estrechamente relacionadas con la estructura y composición vegetal (Thiollay 1992, Johns 1991) y responden de manera sensible a los cambios ambientales.

El objetivo general de este estudio fue identificar el potencial de las plantaciones de teca en la conservación de la biodiversidad de aves de los bosques tropicales en la subcuenca del Lago Gatún, Canal de Panamá.

Metodología

El estudio se desarrolló de mayo a julio del 2001, en las tierras de la empresa ECOFOREST Panamá y Finca El Gigante, comunidad de Las Pavas, que se localiza en la cuenca del Canal de Panamá, subcuenca del Lago Gatún, provincia de Panamá.

Se seleccionó un fragmento grande de bosque primario de 888 ha y cuatro fragmentos pequeños de 6,2 ha - 10,5 ha; tres áreas de paja blanca, dos de 10 ha y una de 43 ha, y dos plantaciones forestales de teca ubicadas una en la finca Las Pavas (de dos años de edad y con un área de 591 ha) y otra en la Finca El Gigante (de cuatro años y de 137 ha). Las observaciones de la avifauna se

realizaron de las 6:00 a las 9:00 horas por ser el período de mayor actividad de las aves (Johns 1991). El método que se aplicó fue el de transectos con puntos de conteo y basado en los procedimientos sugeridos por Ralph *et al.* (1995 y 1996). Se establecieron en cada uno de los hábitats cuatro transectos de 400 metros de longitud por 50 de ancho, con cinco puntos de conteo por transecto con un diámetro de 50 m y separados entre sí por 100 m. Los puntos de conteo se monitoreaban durante 15 minutos, registrándose las aves escuchadas y observadas ya fuera perchadas o volando que estuvieran dentro del diámetro de 50 m de cada punto. Las aves observadas se identificaron con la ayuda de la guía de aves de Panamá (Ridgely y Gwynne 1983), y como apoyo se utilizaron las guías de aves de Costa Rica (Stiles y Skutch 1989), de México y áreas adyacentes (Preston 1998) y de Colombia (Hilty y Brown 1986). Los cantos que no eran identificados en el campo se grababan en casetes para ser identificados a través de la comparación con las cintas de cantos de aves de Panamá, elaboradas por el ornitólogo Jorge Angehr (Angerh 1994). Durante todo el tiempo de investigación se tuvo el apoyo de un especialista en aves, el biólogo Brosis Rodríguez de la Universidad de Panamá. Cada una de las especies de aves registrada fue asignada a categorías de gremios alimenticios según los criterios de Johns (1991), Cardoso y Uhl (1996) y Stiles y Skutch (1989).

Cada transecto se numeró del uno al cuatro; en la primera semana se evaluaron todos los transectos uno de cada hábitat, los transectos dos en la siguiente semana y así sucesivamente hasta muestrear en un mes todos los transectos y todos los hábitats, este mismo procedimiento se aplicó para los otros dos meses de observación.

Para los hábitats de paja blanca y tecales se registró en cada punto de conteo el hecho de si existía o no otros tipos de vegetación, ya sea dentro del área de muestreo o en áreas cercanas, como matorrales, árboles remanentes, parches de bosque y vegetación secundaria, esto con el propósito de relacionar esta característica al registro de aves pertenecien-

tes a ciertos gremios alimenticios. De este modo se establecieron diferencias en cuanto a la comunidad de aves en sitios de pajonales y tecailes con y sin vegetación asociada.

Análisis de la información: Los valores de riqueza, abundancia y los expresados por el índice de diversidad de Shannon fueron analizados estadísticamente con análisis de varianza a través de un modelo completamente al azar. La prueba de Chicuadrado fue aplicada para el análisis de los gremios alimenticios para conocer si existía o no una dependencia entre la diversidad de estos y los hábitats. Asimismo, se estimó el índice de similitud de Morisita-Horn, el índice de equidad de Shannon y se elaboró la curva-rango abundancia con el propósito de conocer el comportamiento de la distribución de la abundancia de las especies en los distintos hábitats.

Resultados

Abundancia: No se encontraron diferencias estadísticas significativas entre hábitats, en la abundancia de aves ($F=0,61$, $gl=4$, $Pr=0,66$). No obstante los promedios de abundancia por hábitat (Figura 1), presentaron las siguientes tendencias: en los fragmentos pequeños y la paja blanca con matorral, sus medias tendieron a ser numéricamente similares y con valores más altos, las medias de los tecailes de dos años y cuatro años fueron similares entre sí y con valores intermedios, mientras que la media del fragmento grande fue menor.

Riqueza y diversidad: No se encontraron diferencias estadísticas significativas entre hábitats para la riqueza de especies ($F=1,43$, $gl=4$, $pr=0,27$) y diversidad según el índice de Shannon ($F=0,69$, $gl=15$, $pr=0,6118$). En las Figuras 1 y 2 se muestran las medias para ambas variables observándose que los fragmentos pequeños y paja blanca presentaron valores altos y similares entre sí. Los tecailes mostraron valores bajos y en el caso de la diversidad, la teca de dos años fue la que presentó el menor valor.

Se encontró que las curvas rango-abundancia son muy similares entre hábitats presentando pocas especies abundantes (Figura 3), tal es el caso de la especie *Volatina jacarina* o semillero

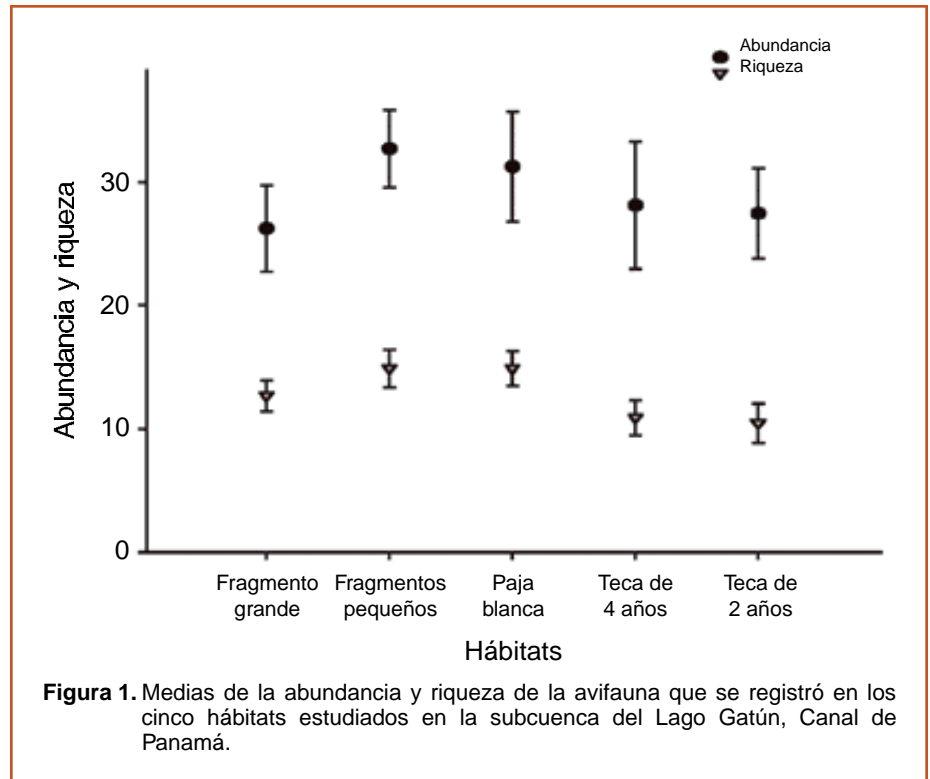


Figura 1. Medias de la abundancia y riqueza de la avifauna que se registró en los cinco hábitats estudiados en la subcuenca del Lago Gatún, Canal de Panamá.

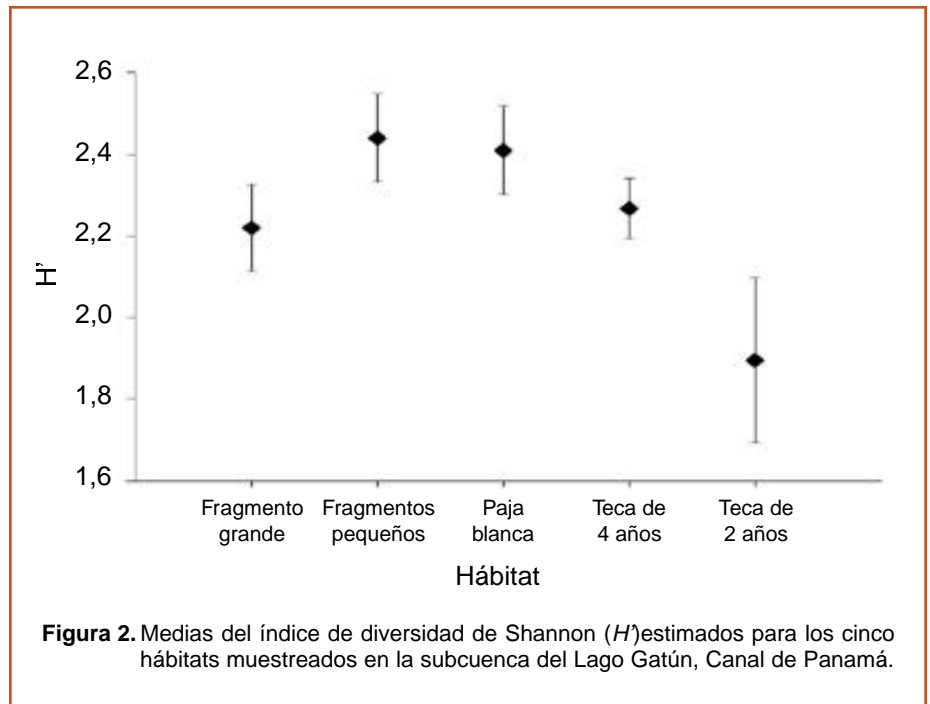


Figura 2. Medias del índice de diversidad de Shannon (H') estimados para los cinco hábitats muestreados en la subcuenca del Lago Gatún, Canal de Panamá.

Cuadro 1. Valores del índice de Morisita-Horn estimados para hábitats muestreados en la subcuenca del lago Gatún, Canal de Panamá

Hábitat	FP	PB	TC	Teca dos años
Fragmento grande (FG)	0,63 (28)*	0,2 (16)	0 (2)	0 (7)
Fragmento pequeño (FP)		0,26 (24)	0,06 (11)	0,08 (16)
Paja blanca (PB)			0,55 (24)	0,51 (31)
Teca cuatro años (TC)				0,84 (26)

* Los valores entre paréntesis corresponden al número de especies compartidas entre hábitats.

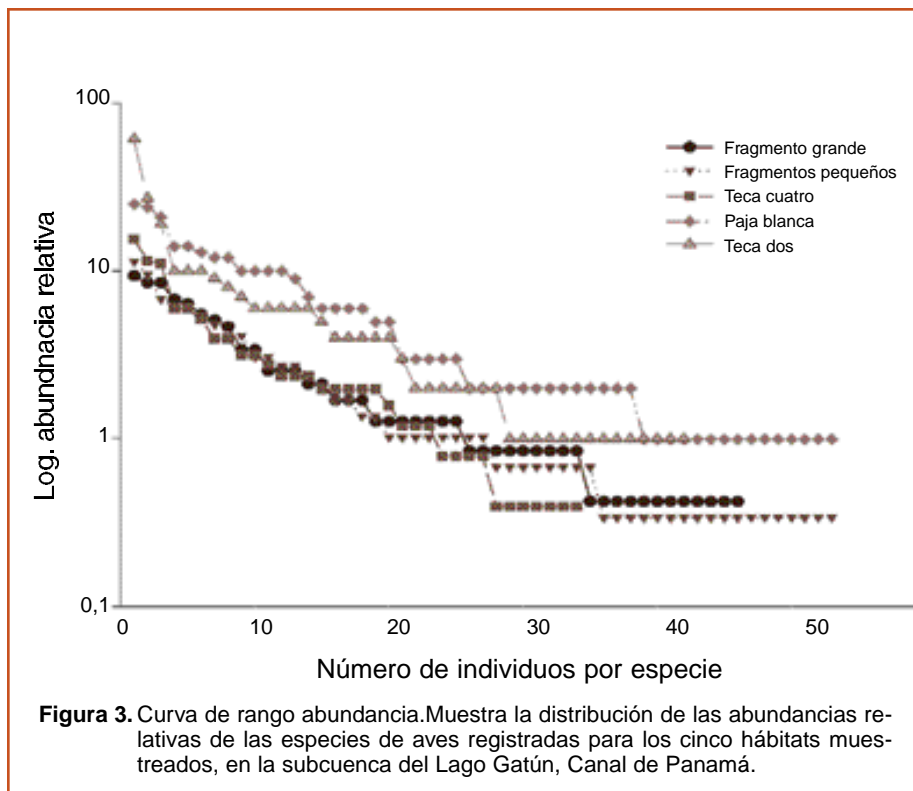


Figura 3. Curva de rango abundancia. Muestra la distribución de las abundancias relativas de las especies de aves registradas para los cinco hábitats muestreados, en la subcuenca del Lago Gatún, Canal de Panamá.

negreazulado que fue muy abundante en los tecaes y la paja blanca. Algunas especies presentan abundancias intermedias y muchas otras son poco abundantes, lo que sugiere que estos hábitats tienden a ser poco equitativos (Magurran 1988). Esto último se confirma al observar el valor del índice de equidad de Shannon para todos los hábitats que en este estudio fue de 0,6.

Composición: De acuerdo a los valores expresados por el índice de similitud de Morisita-Horn (Cuadro 1), los hábitats con mayor similitud son: teca de dos años con teca de cuatro años y el fragmento grande con los fragmentos pequeños. Los hábitats con similitudes intermedias fueron la paja blanca con teca de dos años y teca de cuatro.

Los hábitats con baja similitud fueron el fragmento grande con teca de cuatro años y teca de dos años. Es importante señalar que las especies que comparten son especies típicas de área abiertas; similar tendencia presentó el fragmento pequeño con la teca de dos años y teca de cuatro años.

Los resultados de la prueba de Chi cuadrado (χ^2) mostraron que sí existe una relación entre la representación porcentual de gremios y los hábitats.

($\chi^2 = 760,46$, $gl = 40$, $P < 0,0001$). También se encontró diferencias significativas en la abundancia de las familias representadas en los cinco hábitats ($F = 9,82$, $gl = 15$, $Pr = 0,0004$).

Discusión

Muy probablemente no se detectaron diferencias estadísticas en las variables estudiadas debido a los factores tiempo de muestreo, rango de dispersión de las aves e influencia de la matriz que rodea los puntos de conteo en tecaes y pajonales.

Tiempo de muestreo: de acuerdo al comportamiento de las curvas acumulativas de especies (Figura 4); se puede observar que las mismas no han llegado a estabilizarse, lo que sugiere que el tiempo de muestreo debió ser más amplio. Con períodos de muestreo amplios se tiene una muestra con mayor número de registros que permite contar con más elementos que aumentan la sensibilidad a las pruebas estadísticas.

Rango de dispersión de las aves e influencia de la matriz que rodea los puntos de conteo de tecaes y pajonales: Un componente crítico de la persistencia de poblaciones de fauna en paisajes fragmentados es la habilidad

de moverse a través del paisaje (Desroches y Hannon, 1997). Algunos autores reportan un mayor movimiento de aves entre fragmentos utilizando cercas vivas, corredores con arbustos o remanentes de vegetación, que cruzando áreas abiertas (Machtans *et al.* 1996). Por esta razón es probable que no se hayan observado diferencias entre la riqueza y abundancia de especies en los distintos hábitats, ya que tanto las especies de aves de bosque como las de áreas abiertas están utilizando la vegetación asociada (árboles remanentes, matorral y vegetación secundaria) que existen en las plantaciones de teca y paja blanca como un puente o forma segura de trasladarse de un hábitat a otro. Por ejemplo, en paja blanca y teca de dos años se reportaron especies como *Myrmeciza longipes* (hormiguero pechiblanco) y *Thamnophilus atrinucha* (Batara plomizo), ambas pertenecientes a la familia Formicariidae típicas de bosque secundario, matorrales y bordes de bosque. Es importante señalar que estas especies no se reportaron en teca de cuatro años, la cual no presentaba vegetación asociada.

Otro aspecto a resaltar es que la mayoría de los reportes de aves para tecaes y paja blanca, provienen de puntos de muestreo que están influenciados o tienen dentro del área de muestreo vegetación asociada; así el 95% de los reportes de avifauna para la paja blanca y tecaes provinieron de puntos con otros tipos de vegetación.

En cuanto a los gremios alimenticios, la prueba de Chi cuadrado (χ^2) mostró que existía una relación altamente significativa entre los hábitats y éstos. Varios investigadores han encontrado que existe una relación estrecha entre la estructura y composición de la vegetación y los cambios ambientales con la presencia o ausencia de ciertas especies de aves en determinados hábitats (Petit *et al.* 1995, García *et al.* 1998, Estades 1997, Karr 1971, Neave *et al.* 1996). Otros han identificado que la abundancia de árboles frutales está directamente correlacionada con la presencia o ausencia de aves frugívoras (Wheelwright *et al.* 1984). Así tenemos que el gremio de los frugívoros, solamente se reporta para el fragmento grande y los frag-

mentos pequeños. Esto puede deberse a que los hábitats de paja blanca, teca de cuatro y dos años no presentan las características vegetativas necesarias para suplir las necesidades alimenticias de estas especies. El gremio de los frugívoro-insectívoro-carnívoro únicamente se reportó en los fragmentos de bosque, este gremio estuvo representado por especies de las familias Ramphastidae y Momotidae. Es probable que no se reporte en los teca y pajonales ya que las aves de este gremio, a pesar que combinan su dieta con insectos y pequeños vertebrados, son principalmente frugívoras (Stiles y Skutch 1989). El gremio de los granívoros se reportó para los hábitats de paja blanca, teca de cuatro años y teca de dos años. Las especies que fueron registradas para este gremio pertenecen a la familia Emberizidae, la cual resulta común en áreas abiertas, potreros, campos agrícolas, sabanas, jardines, matorrales bajos y sitios con arbustos, entre otros (Stiles y Skutch 1989, Hilty y Brown 1986, Ridgely y Gwynne 1983). Su principal alimento consiste en las semillas de las espigas de las gramíneas y durante el estudio se les vio alimentándose de las espigas maduras de la paja blanca y de otras gramíneas que crecían entre los teca.

El gremio de los nectarívoros es también característico de áreas perturbadas, con una relación directa a la presencia de plantas con flores (Feinsinger *et al.* 1988, Johns 1988). Este gremio no se reportó en los teca debido a la escasez de plantas con flores. Las plantaciones de dos años se mantienen sin vegetación entre las líneas de siembra, en tanto en las de cuatro existe poca vegetación debido al sombreado denso de las hojas y lo cercano que están sembrados los árboles.

En el caso de los insectívoros, algunos autores los consideran como un grupo indicador de los disturbios. En hábitats alterados se registran pocas especies insectívoras de sotobosque (insectívoros de corteza, follaje y terrestres) pues son altamente sensibles a la perturbaciones ya que tienen estrategias especializadas de forrajeo (Johns 1991, Stouffer y Bierregaard 1995). Las subcategorías de insectívo-

ros de corteza, follaje y terrestres, estuvieron escasamente representados para los teca y paja blanca, y fueron muy abundantes para los fragmentos de bosque grande y pequeños. Los insectívoros pechadores o atrapa moscas tienden a aumentar su número de especies en áreas abiertas (Johns 1991) y este mismo comportamiento lo mostraron en este estudio siendo muy dominantes en teca y paja blanca.

En los fragmentos de bosque la familia dominante fue Formicariidae que es típica de hábitat de bosque, mientras que para los teca y paja blanca la familia dominante fue Emberizidae. En términos generales, en paja blanca se encontraron las mismas especies, familias y gremios dominantes que en los teca. Otro aspecto importante a discutir es la influencia de los remanentes de vegetación en los teca. Un 95% de las especies de los teca se registraron en puntos con vegetación o influenciados por la presencia de matorrales. Si comparamos estos resultados con investigaciones hechas en plantaciones forestales observamos el mismo patrón, que las especies que se reportan son típicas de áreas abiertas y que la matriz que

rodea a estas plantaciones tiene una influencia directa sobre su diversidad (Bermúdez y Florez 2001). Esto podría llevarnos a considerar que las plantaciones de teca y paja blanca por si solas no contribuyen a la diversidad de la avifauna, pues es la matriz que las rodea y la vegetación remanente la que influye en la riqueza, abundancia y composición de aves que se registró en ellas. En este sentido, el potencial que las plantaciones de teca y pajonales podrían tener para conservar la diversidad de aves en la subcuenca del Lago Gatún dependería del manejo que se realice en estos ecosistemas; acciones importantes serían la conservación de parches de vegetación secundaria y el desarrollo de estrategias para ampliar las fajas de bosque ripa-

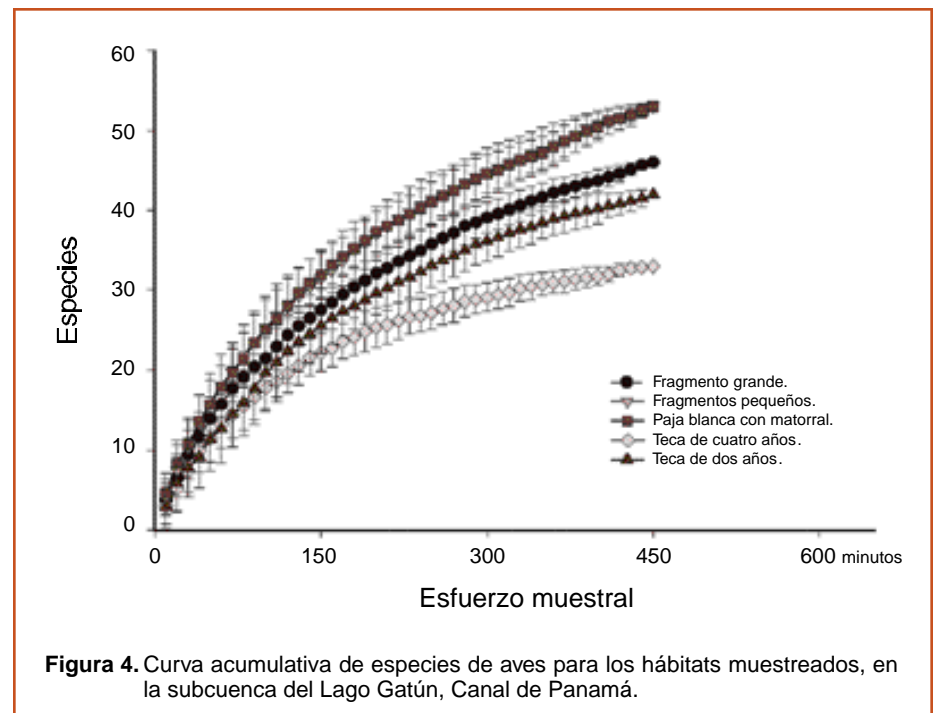
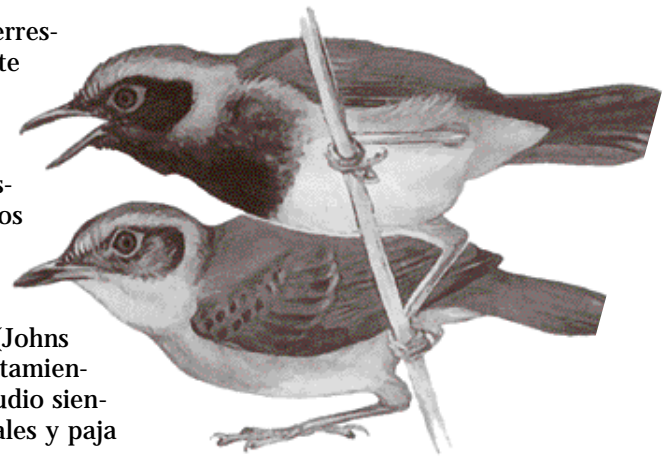



Figura 4. Curva acumulativa de especies de aves para los hábitats muestreados, en la subcuenca del Lago Gatún, Canal de Panamá.

rio buscando la conexión de los fragmentos de bosque.

En los fragmentos grandes de bosque se observó una mezcla de especies que puede presentarse tanto en hábitats perturbados como no perturbados. Por ejemplo se registró la presencia de la familia Formicariidae (hormigueros), Troglodytidae (cucaracheros) y Dendrocolaptidae (trepatroncos), que son familias típicas de bosque; pero para el caso de los cucaracheros, su reporte es muy bajo no así para los hormigueros cuya presencia resulta ser un indicador positivo del estado de los hábitats. También se reportó –en forma esporádica– la familia Tyrannidae o mosqueros americanos que son familias típicas de áreas abiertas.

Conclusiones

1. Pajonales, plantaciones de teca y fragmentos de bosque no mostraron diferencias significativas en cuanto a la abundancia, riqueza y diversidad de especies de aves, pero sí en cuanto a su composición.
2. En plantaciones de teca y pajonales tipos de vegetación como matorrales, árboles remanentes, vegetación secundaria y parches de bosque constituyen elementos importantes para el mantenimiento de la riqueza y diversidad de especies de aves y de gremios alimenticios.
3. Se detectaron diferencias importantes en cuanto a la representación de gremios alimenticios entre hábitats. En fragmentos de bosque fueron abundantes los frugívoros, nectarívoros e insectívoros de corteza, follaje y terrestres, en tanto los

tecales y pajonales se caracterizaron por una mayor presencia de granívoros e insectívoros perchadores o atrapa moscas. 

JUDITH PERLA

MÁSTER EN MANEJO Y CONSERVACIÓN
DE BOSQUES TROPICALES Y
BIODIVERSIDAD
CORREO ELECTRÓNICO:
JUSPERLA@YAHOO.COM

BRYAN FINEGAN
CATIE

CORREO ELECTRÓNICO:
BFINEGAN@CATIE.AC.CR

DIEGO DELGADO
CATIE



LITERATURA CITADA

- ANGEHR, G. 1994. RECORDING OF PANAMA BIRDS. VERSIÓN OCTUBRE 10. MATERIAL ENCINTA DE GRABACIÓN PARA LA IDENTIFICACIÓN DE CANTOS DE AVES.
- BERMUNDEZ, T; FLOREZ, J. 2001. MONITOREO DE LA SOSTENIBILIDAD ECOLÓGICA DE LAS PLANTACIONES FORESTALES DE PANAMERICAN WOODS. INFORME DE CONSULTORÍA. SAN JOSÉ, COSTA RICA.
- DESROCHES, A; HANNON, S. 1997. GAP CROSSING DECISIONS BY FOREST SONGBIRDS DURING THE POST-FLEDGING PERIOD. CONSERVATION BIOLOGY 4(5): 1204-1210.
- ESTADES, C. 1997. BIRD-HABITAT RELATIONSHIPS IN A VEGETATIONAL GRADIENT IN THE ANDES OF CENTRAL CHILE. THE CONDOR 99:719-727.
- FAO. 1995. PLANTACIONES FORESTALES MIXTAS Y PURAS DE ZONAS TROPICALES Y SUBTROPICALES. ROMA. 166 p.
- FEINSINGER, P; BUSY, W; MURRAY, G; BEACH, JH; POUNDS, WZ.; LINHART, YB. 1988. MIXED SUPPORT FOR SPATIAL HETEROGENEITY IN SPECIES INTERACTIONS: HUMMINGBIRDS IN A TROPICAL DISTURBANCE MOSAIC. THE AMERICAN NATURALIST 131(1):32-57.
- GARCÍA, S; FINCH, D; CHAVEZ LEON, G. 1998. PATTERNS OF FOREST USE AND ENDEMISM IN RESIDENT BIRD COMMUNITIES OF NORTH CENTRAL MICHOACÁN MÉXICO. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 110: 151-171.
- GRAJON, L; COSSON, JF; JUDAS, J; RINGUET, S. 1996. INFLUENCE OF RAIN FOREST FRAGMENTATION ON MAMMAL COMMUNITIES IN FRENCH GUIANA; SHORT TERM EFFECTS. ACTA ECOLÓGICA 17(6):673-684.
- HILTY, SL; BROWN, WL. 1986. AVES DE COLOMBIA. COLOMBIA, AMERICAN BIRD CONSERVACY. 1030 p.
- JOHNS, AD. 1991. RESPONSE OF AMAZONIA RAIN FOREST BIRDS TO HABITAT MODIFICATION. JOURNAL OF TROPICAL ECOLOGY 7:417-437.
- JOHNS, AD. 1988. EFFECTS SELECTIVE TIMBER EXTRACTION ON RAIN FOREST STRUCTURE AND COMPETITION AND SOME CONSEQUENCES FOR FRUGIVORES AND FOLIVORES. BIOTROPICA 20(1):31-37.
- KARR, RJ. 1971. STRUCTURE OF AVIAN COMMUNITIES IN SELECTIVE PANAMA AND ILLINOIS HABITATS. ECOLOGICAL MONOGRAPHS 41(3):208-231.
- LEVEY, DJ. 1988. SPATIAL AND TEMPORAL VARIATION IN COSTA RICA FRUIT AND FRUIT-EATING BIRD ABUNDANCE. ECOLOGICAL MONOGRAPHS 58(4):255-269.
- MACHTANS, CS; VILLARD, MA; HANNON, SJ. 1996. USE OF RIPARIAN BUFFER STRIPS AS MOVEMENTS CORRIDORS BY FOREST BIRDS. CONSERVATION BIOLOGY 10(5): 1366-1379.
- MAGURRAN, A. 1988. DIVERSIDAD ECOLÓGICA Y SU MEDICIÓN. TRAD. ANTONIA M. CIRER. 200 p.
- MONTAGNINI, FM; GUARIGUATA, M; MARISCAL, N; RIBEIRO, D; SHEPHERD. 1999. REFORESTACIÓN CON ESPECIES NATIVAS PARA LA RECUPERACIÓN DE PARCELAS DEGRADADAS: EXPERIENCIA EN TRES REGIONES DE LATINOAMÉRICA. PRIMER SEMINARIO CENTROAMERICANO. SIGUATEPEQUE, HONDURAS.

Variación de las características de la comunidad vegetal en relación al efecto de borde en fragmentos de bosque

Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá

Caracterizar los fragmentos de bosque en términos de su biodiversidad vegetal y establecer como ésta es afectada por el área del fragmento y el efecto de borde constituye un punto importante de partida para el manejo de estos ecosistemas

Hilda Lezcano
Bryan Finegan
Richard Condit
Diego Delgado

RESUMEN

Existen pocos estudios sobre efectos de borde en la composición, diversidad y estructura de la vegetación en fragmentos de bosques tropicales, en este sentido, el presente estudio que analiza los efectos de borde en fragmentos de bosque en Las Pavas, cuenca del Canal de Panamá, constituye una herramienta importante para comprender mejor aspectos de la ecología a nivel de bosques tropicales fragmentados.

Para esta investigación se estableció en cada uno de los cuatro fragmentos de bosque estudiado un total de cinco parcelas de 20 m x 40 m, las cuales se ubicaron de manera consecutiva desde el borde hacia el interior del bosque a distancias de 20 metros hasta los 100 m; se evaluaron las variables abundancia, número de familias, géneros, especies, índice de valor de importancia, área basal y diversidad determinadas por los índices de Shannon - Wiener, Simpson y Alfa para tres categorías diamétricas: fustales, latizales y brinzales. Para fustales se evaluó además la cantidad de árboles muertos en pie y caídos.

No hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) al hacer los análisis de las variables consideradas por categoría de distancia. Los fragmentos estudiados presentan áreas pequeñas y al parecer han sufrido diferentes grados de alteración; esto ha hecho que no se detecten efectos de borde con respecto a los parámetros florísticos evaluados.

Los resultados señalan que los sitios más alterados presentan mayor número de individuos para clases diamétricas inferiores en todas las categorías de distancia estudiadas. Para la variable árboles muertos se observó que el bosque con mayor alteración presenta un número mayor de árboles muertos en pie y caídos y que en todos los sitios los mayores valores para esta variable se encuentran muy cerca al borde hasta unos 40 m hacia el interior.

Palabras claves: Bosque tropical húmedo; fragmentación; árboles muertos; comunidades vegetales; Canal de Panamá; Panamá.

SUMMARY

Variation of Vegetation Characteristics with Relation to Edge Effects on Forest Fragments, Las Pavas, Panama Canal Watershed. There are a few studies about edge effects in composition, diversity and structure of fragments vegetation in tropical forest; in these sense, the present study that analyze edge effects in forest fragments in Las Pavas, Panama watershed constituting an important tool to understand the best aspect of the ecology in level of fragments tropicals forests.

For this research it was established in each of four fragments of studied forest a total of 5 plots from 20m x 40m, which were located in a consecutively way, since the edge to the inner of forest in a 20 m of distances until 100m; some variables were evaluated such as: abundance, number of families, genera, species basal area, importance value indices and Shannon-Weiner, Simpson and Alpha diversity indices for three diametrics categories: trees, shrubs and seedling. Therefore trees were evaluated in the number of death standing trees and falling down trees.

There were not significant differences ($p > 0.05$) in the statistical analysis. The studied fragments showed small areas and they seemed had suffered several alteration grades; it means not edge effects are detected regarding to the evaluated floristic parameters.

The results appointed that more alterated sites present a large number of individuals by smaller diametric classes in all studied distance categories. In the death trees variable it was observed that greater alteration forest showed a greater death standing trees and falling down trees, and also in all sites the greater value to this variable are found very close to the edge until 40 m to the interior.

Key words: Tropical forest; fragmentation; dead trees; vegetation; Panama Canal; Panama.

El efecto de borde en un hábitat fragmentado es una área de influencia o de cambio de variables bióticas y abióticas alrededor de la “zona de contacto” entre dos ecosistemas de características contrastantes. Este varía en extensión dependiendo del tamaño del fragmento, su forma y la edad de formación, entre otras cosas (Bennett 1999). Diversos factores ambientales como la radiación solar, humedad, temperatura y velocidad del viento afectan el bosque desde el borde y pueden alterar el microclima, la estructura, la composición y la diversidad de especies. Fenómenos extrínsecos e intrínsecos degradan los bordes alterando las condiciones ecológicas naturales. Hay una gran variación en el grado de influencia que el borde puede ejercer sobre los organismos del fragmento; esto depende en buena medida del contraste entre el bosque y el tipo de hábitat adyacente, por ejemplo si es un cultivo, un pastizal o una urbanización (Bennett 1999, Laurance 1991, Ferreira y Laurance 1997).

El efecto de borde para algunas áreas, bajo determinados tamaños y formas, puede ser muy intenso. Los fragmentos pequeños se ven sometidos a un mayor efecto de borde que los fragmentos grandes pudiendo incluso llegar a perder el núcleo del bosque cuyos hábitats son requeridos por ciertas especies (Bennett 1999, Forman 1995, Aizen y Feinsinger 1994a, Murcia 1995, Shafer 1981, Aizen y Feinsinger 1994b). En un estudio de fragmentos de bosques húmedos tropicales en el norte de Paraná, Brasil, Rodríguez (1997), encontró que la densidad de árboles de tipo pionero o colonizadores de sitios abiertos era menor hacia el interior del bosque donde las condiciones de luminosidad son más bajas, y que aumentaba cerca del borde donde estas especies encuentran sitios apropiados para su desarrollo.

Laurance *et al.* (1998), en fragmentos de bosques húmedos tropicales en Manaus, Amazonía Brasileña, evaluaron los efectos de la fragmentación sobre la vegetación arbórea; considerando las siguientes tres variables: distancia al borde, área del fragmento y edad del fragmento; para ello

analizaron fragmentos de 1 ha, 10 ha, y 100 ha. Los resultados señalaron que a medida que aumentaba la edad de formación del borde decrecía la tasa de daños y la mortalidad en la comunidad de árboles. En el caso de la distancia al borde, encontraron que la mortalidad y el grado de alteración en las condiciones de bosque incrementaban cerca del borde, y con respecto al tamaño de los fragmentos observaron un mayor grado de alteración, mayor número de árboles muertos y cambios más pronunciados en composición, diversidad y estructura en fragmentos pequeños.

La mayoría de la información colectada sobre el tema de fragmentación procede de estudios hechos por el Proyecto Dinámica Biológica de Fragmentos de Bosques (BDFFP, por sus siglas en inglés) en la Amazonía brasileña en fragmentos de bosque primario con edades y características claramente definidas (Laurance 1997), siendo estos estudios no necesariamente “generalizables” al comparar con lo que ocurre en otros fragmentos de bosque neotropical en condiciones naturales.

En este sentido, esta investigación pretendió buscar relaciones entre las características de composición, diversidad, estructura y número de árboles muertos en pie y caídos en fragmentos de bosque en Las Pavas, cuenca del Canal de Panamá, con respecto a la distancia al borde.

Metodología

Área de estudio

El estudio se realizó en la región de Las Pavas dentro de la Cuenca del Canal de Panamá, en bosques fragmentados ubicados en la zona de vida de bosque húmedo tropical (Holdridge 1987) con temperaturas promedio de 26°C, precipitación anual entre 2.000 y 2.500 mm, vientos moderados de unos 10 km/h y suelos de poca fertilidad, en un área que fue entregada en concesión en 1998 a la empresa reforestadora Ecoforest. Los fragmentos utilizados para este estudio fueron escogidos considerando tamaños entre 5 y 10 ha, en los mismos se ha determinado unos 20 años de aislamiento, referidos al periodo de construcción de la cuenca canalera y la extracción de madera para cons-

trucción, según relatan los pobladores. Luego de la construcción del canal, la zona se convirtió en área de protección de la cuenca y zona de amortiguamiento del Monumento Natural Barro Colorado. El sitio en la actualidad tiene varias matrices que rodean a los fragmentos estudiados, algunas de estas matrices son plantaciones de *Tectona grandis* (teca), pajonales de *Saccharum spontaneum* (paja blanca), potreros y en algunos casos áreas extensas de bosque (Figura 1).

El fragmento de bosque 1, con un área de 6,2 ha, se encontraba aislado por grandes pajonales de *Saccharum spontaneum* que están siendo reemplazados por plantaciones de *Tectona grandis*. Entrevistas hechas señalan que en este sitio no ha habido intervención desde hace unos 20 años.

El fragmento 2 de 5,8 ha se encontraba en un área rodeada de paja blanca, plantaciones de teca de un año y estaba cerca de un área boscosa extensa de la cual lo separa una barrera de bambú y paja blanca, aquí la historia refiere un periodo de no intervención de 18-20 años.

En el caso del fragmento 3 el área era de 10,6 ha. En este sitio se notaba un mayor grado de alteración que los dos anteriores, observándose una mayor proporción de claros (observación personal), esto a pesar que se indicó que no había habido intervención desde hacía unos 20 años. El sitio estaba rodeado de *S. spontaneum* y a unos 250 m hacia el este se encontraban áreas anegadas que colindan con el Lago Gatún.

El fragmento 4 tenía un área de 7,9 ha. Es quizás el fragmento de más reciente formación ya que su composición reflejaba una fuerte regeneración de especies pioneras y colonizadoras de sitios abiertos, además que en su interior había áreas de anegamiento en donde predominaba la palma *Elaeis oleifera*. Este sitio se encontraba rodeado por grandes pastizales dedicados a la ganadería extensiva, *S. spontaneum* y una carretera que se construyó para acarreo de material desde el lago y la cual separa este fragmento de otro de mayor extensión. De acuerdo al propietario del área, ésta no había sufrido intervención desde hace unos 18 años.

Por último, un fragmento de 585 ha el cual estaba rodeado en uno de sus costados por *S. spontaneum* y bordeado en su mayoría por el Lago Gatún fue también considerado para la instalación de parcelas de condición de interior.

Muestreo

La vegetación arbórea: En cada uno de los fragmentos 1,2,3 y 4 se establecieron 5 parcelas contiguas de 20 m x 40 m distribuidas en cinco categorías de distancias que iban de 20,40,60,80 y 100 metros del borde, lo que hace un área de 0,08 ha por categoría de distancia por fragmento. Tres parcelas de 20 m x 40 m fueron establecidas en el fragmento de 585 ha para evaluar condiciones de interior, 300 m o más desde el borde; a estas parcelas se les refiere en adelante como parcelas de interior. Todas las parcelas se establecieron en dirección norte en cada fragmento. Dentro de cada parcela se midió, marcó, mapeó e identificó cada especie arbórea a nivel de fustal (≥ 10 cm de dap), incluyendo palmas, pero no las lianas.

El sotobosque: *Latizales entre 1 y 9,9 cm de dap.* Anidadas dentro de cada una de las parcelas de 20 m x 40 m en todos los fragmentos se esta-

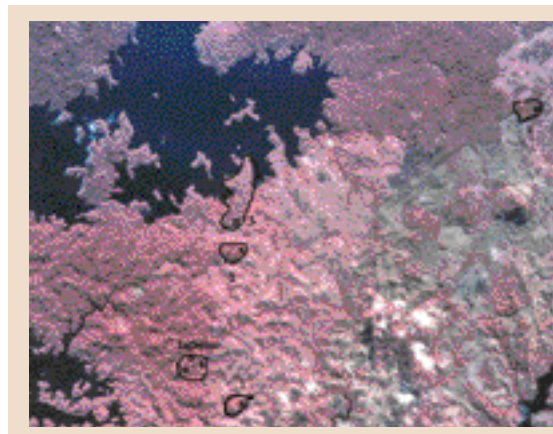


Figura 1. Área de estudio, Las Pavas, canal de Panamá, 2001.

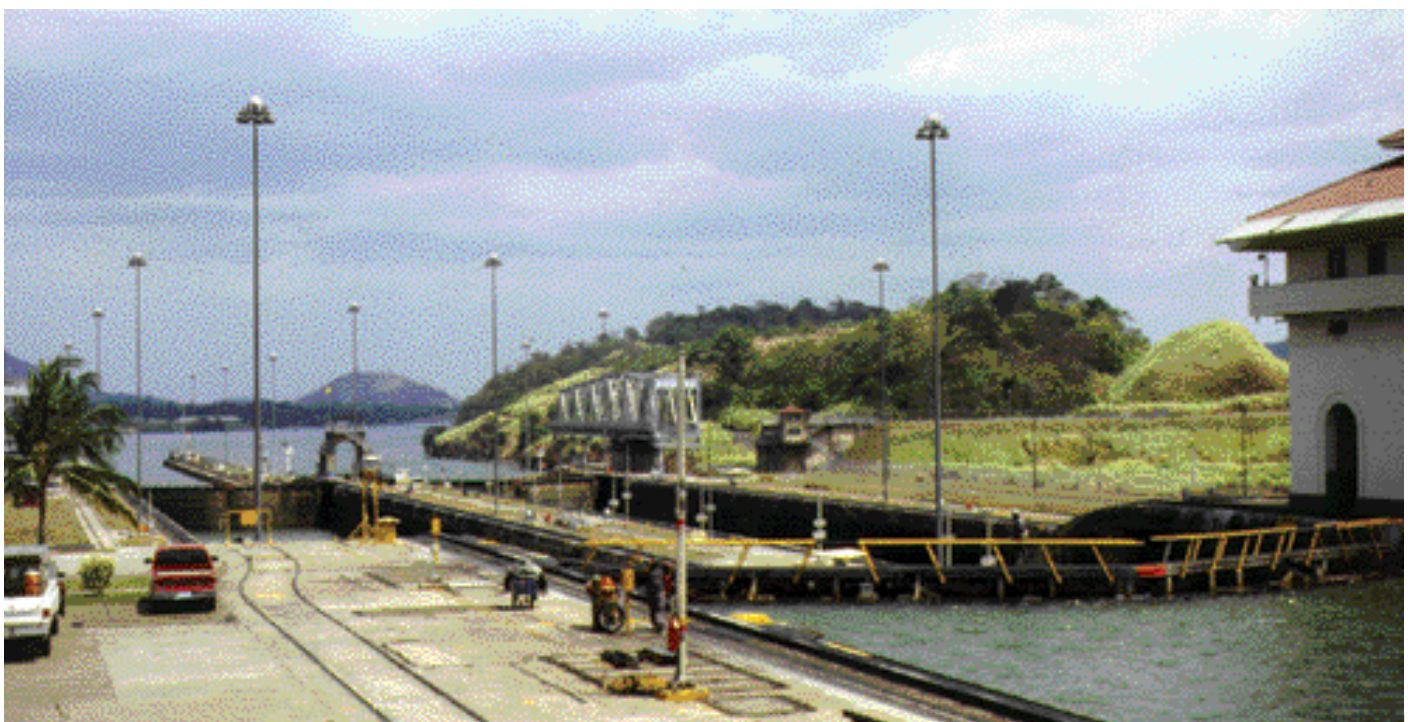
blecieron 4 parcelas de 5 m x 5 m (0,01 ha). Dentro de cada parcela se midió, marcó, mapeó e identificó cada especie comprendida dentro de esta categoría diamétrica, sin incluir lianas.

Brinzales mayores de 20 cm de altura y menores de 1 cm dap. Dentro de cada parcela de 20 m x 40 m se establecieron también 16 parcelas de 1 m x 1 m (0,0016 ha). En estas parcelas se procedió a medir, marcar, mapear e identificar cada especie encontrada, incluyendo las lianas.

Árboles muertos en pie y caídos: Para el estudio de los árboles muertos se contó y midió todo árbol muerto en pie o caído que se encontrara dentro

de cada una de las parcelas de 20 m x 40 m en cada fragmento. Se asignaron dos códigos para ubicar el estado del árbol $c =$ árbol muerto caído y $s =$ árbol muerto en pie. También se evaluó el grado de descomposición de los mismos, para ello se utilizó un clavo de acero que fue dividido mediante marcas en 4 partes iguales, el mismo se introducía en el tronco en 3 o 4 sitios distintos sin ejercer presión y hasta donde el tronco lo permitía, esto con el propósito de obtener un promedio (modificado de Williams-Lineira 1990). Se asignaron valores a cada división de la siguiente manera, I = 0-25 % de descomposición, II = 26-50% de descomposición, III = 51-75% y IV = 76-100%.

Foto: Archivo Revistal Forestal.



Canal de Panamá.

Análisis de datos

Para las categorías fustal y latizal se obtuvo el número de familias, géneros, especies e individuos, Índice de Valor de Importancia (IVI, Curtis y McIntosh 1950)¹ y los índices de diversidad de Shannon-Wiener, Simpson (Magurran 1988) y Alfa de Fisher (Colwell 1997), esto para caracterizar la composición y diversidad de las parcelas en las diferentes distancias con respecto al borde. Asimismo, se caracterizó también la estructura de las parcelas mediante las variables abundancia, área basal y distribución de abundancia por clases diamétricas. Para la clase brinzal se evaluaron todas las anteriores variables por categoría de distancia por fragmento exceptuando el IVI, el área basal y la distribución de abundancia por tamaño del individuo.

Se hizo un análisis de todas las variables antes mencionadas, a las cuales se les aplicaron pruebas comparativas ANOVA para significancia estadística $\alpha = 0,05$ para cada categoría de distancia para determinar si existía o no influencia del efecto de borde sobre las diferentes variables.

Resultados y discusión

Diversidad y composición de la vegetación de acuerdo a la distancia al borde

En el Cuadro 1 se pueden observar los valores promedio por distancia al borde para las variables número de familias, número de géneros, riqueza, IVI, e índices de diversidad junto con los resultados de las pruebas de ANDEVA por categorías de distancia.

Para los índices de diversidad presentes en el Cuadro 1, se puede observar que no hay diferencias entre categorías de distancia al borde para los tamaños de vegetación evaluados, aunque para los índices Shannon-Wiener ($p = 0,082$) y Alfa ($p = 0,063$) los valores para brinzales se acercan mucho a la significancia estadística. Es de esperar que exista diferencia entre categorías de distancia, pero la misma puede ser enmascarada por el tamaño pequeño de los fragmentos y los grados de alteración de los sitios, los cuales hacen que los efectos de borde penetren hasta bien adentro de

los fragmentos. No obstante, Knight (1975), Laurance (1991), Laurance *et al.* (1997), Matlack (1994), Tabanez *et al.* (1997) y Williams-Linera (1990) señalan que cerca de los bordes en fragmentos pequeños pueden haber cambios evidentes en composición y diversidad comparado con los sitios de interior.

Estructura de los fragmentos de bosque con relación a la distancia al borde

En el caso de la variable abundancia, los valores tienden a disminuir hacia el interior del bosque en las diferentes categorías diamétricas evaluadas (Cuadro 1), sobretodo para el caso de los brinzales y latizales, pero no hay diferencias estadísticamente significativas. En este sentido, Oliveira-Filho *et al.* (1997), Hubbell y Foster (1983), Knight (1975), Laurance (1991), Laurance *et al.* (1997), Metzger (2000), Tabanez *et al.* (1997) y Williams-Linera (1990) señalan que la abundancia de individuos (principalmente de brinzales y latizales) decrece una vez que se adentra en el bosque, quizás fenómenos de competencia por luz pueden inhibir el desarrollo de los individuos ubicados en estas categorías diamétricas al interior del bosque.

Los valores de abundancia señalan que el mayor número promedio de individuos se encontró a distancias de 40-60 m del borde, seguidos de la distancia 0-20 m para la categoría de fustales (Cuadro 1), mientras que para latizales la mayor abundancia promedio se halló a la distancia entre 0-20 m y en el caso de los brinzales fue en la distancia 60-80 m del borde.

En el caso del área basal se observó que para fustales los mayores valores promedios de área basal se encontraron a distancias entre 80-100 m del borde seguidos de cerca por los valores promedios de área basal en las distancias 40-60 m y 0-20 m del borde, mientras que para los latizales el mayor valor promedio de área basal se encontró a distancias de 0-20 m, seguidos por la distancia 60-80 m y 80-100 m. No hubo diferencia significativa relacionada a la distancia al borde para ninguna de estas variables estructurales a diferencia de lo que en-

contró Williams-Linera (1990) en fragmentos de bosque húmedo de tierras bajas en San Blas, en Panamá; ella señala que la densidad y área basal de plantas menores de 5 cm de dap decrecía a medida que se alejaba de los bordes hacia el bosque. En el caso de los arbustos entre 5-9,9 cm dap mostraron incremento en densidad y área basal hasta unos 20 m desde el borde del bosque. En un estudio hecho por Laurance *et al.* (1997) se reporta que para árboles ≥ 10 cm de dap hubo cambios en la densidad y en el área basal con la distancia.

Árboles muertos en pie y caídos en los fragmentos de bosque

Los datos para árboles muertos caídos y en pie, señalan que el fragmento con mayor número de árboles muertos caídos y en pie fue el 4 ($p < 0,05$, Figura 2a). No obstante no se pudo detectar diferencias significativas en cuanto a esta variable entre las categorías de distancia (Figura 2b). Sin embargo, se observa una tendencia clara a disminuir el número de árboles muertos conforme se aleja del borde hacia el interior del bosque.

Para evaluar la descomposición de los árboles y su condición según sean árboles muertos caídos o en pie, las pruebas Kruskal Wallis ($\alpha = 0,05$) señalan que no existen diferencias significativas para estas dos variables entre distancias.

Los resultados obtenidos por Laurance *et al.* (1998) en la Amazonía brasileña para fragmentos menores a 10 ha señalan que la mortalidad de los árboles se incrementa cuando se está cerca del borde hasta unos 100 m, además esta tasa de mortalidad puede incrementarse con la reducción del tamaño del fragmento y la forma irregular. Otros factores locales como la topografía, estructura y la matriz que rodea los sitios pueden también influir en la tasa de mortalidad (Ferreira y Laurance 1997, Laurance 1997, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Williams-Linera 1990).

En un estudio similar, en fragmentos recién formados, Kapos (1989) demostró que altas temperaturas y condiciones de resequeidad adyacentes a las áreas deforestadas penetran

¹ El IVI presentado es el promedio de la suma de las cinco especies más abundantes por categoría de distancia en cada fragmento

Cuadro 1. Tendencias de las variables de respuesta en relación a la distancia al borde en bosques fragmentados húmedos tropicales, sector Las Pavas, Zona del Canal de Panamá. Los valores son promedios (n=4 fragmentos)

Variable	Categoría diamétrica	Distancia al borde (m)						P ¹
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	Interior	Distancia
Abundancia ²	>10 cm dap	42 ± 6,4	40,25 ± 7,27	44,75 ± 9,18	35,5 ± 3,11	39 ± 12,25	43,67 ± 10,2	0,532
	1-9,9 cm dap	55 ± 7,79	48,5 ± 25,65	45,5 ± 19,26	48,75 ± 22,29	55 ± 20,61	25,67 ± 12,5	0,634
	< 1 cm dap	94,25 ± 43,94	103,75 ± 58,6	93,75 ± 31,02	117,25 ± 45,31	110,25 ± 55,85	26 ± 3,00	0,849
Área basal ³	>10 cm dap	24,46 ± 8,69	22,72 ± 10,26	25,44 ± 9,96	18,15 ± 3,63	25,46 ± 11,78	22,25 ± 6,28	0,605
	1-9,9 cm dap	5,00 ± 0,68	3,83 ± 1,22	3,4 ± 1,55	4,21 ± 2,89	4,13 ± 2,05	4,53 ± 3,16	0,448
Nº de familias	>10 cm dap	15,25 ± 2,63	15,75 ± 4,99	17,5 ± 1,29	12,75 ± 3,86	13,5 ± 6,25	15,67 ± 1,56	0,439
	1-9,9 cm dap	14,25 ± 1,26	11,75 ± 1,73	12,0 ± 1,41	12,25 ± 3,78	13,75 ± 2,22	10,33 ± 4,04	0,495
	< 1 cm dap	21,75 ± 0,96	18,5 ± 1,73	20,0 ± 1,41	19,75 ± 3,78	20,0 ± 3,16	15,0 ± 2,00	0,495
Nº de géneros	>10 cm dap	18,0 ± 2,94	19,25 ± 8,18	18,0 ± 4,00	18,0 ± 5,51	21,25 ± 6,5	20,67 ± 4,04	0,4959
	1-9,9 cm dap	19,5 ± 1,29	17,25 ± 4,79	17,0 ± 4,32	16,75 ± 3,10	19,5 ± 3,32	16,67 ± 11,24	0,835
	< 1 cm dap	29,0 ± 4,83	29,0 ± 4,83	27,75 ± 3,59	27,5 ± 8,19	26,5 ± 4,66	16,67 ± 3,06	0,8347
Riqueza (S)	>10 cm dap	19,25 ± 2,63	21,0 ± 8,21	19,0 ± 3,37	16,75 ± 6,40	18,25 ± 9,71	20,67 ± 3,22	0,676
	1-9,9 cm dap	20 ± 1,63	19,0 ± 5,99	17,75 ± 4,35	17,75 ± 2,5	22 ± 2,16	14,0 ± 6,0	0,415
	< 1 cm dap	32,75 ± 4,99	28,75 ± 6,8	31,0 ± 6,0	32,75 ± 9,81	30,5 ± 7,94	16,67 ± 3,06	0,830
IVI ⁴	>10 cm dap	49,2 ± 7,22	48,29 ± 17,59	56,63 ± 12,16	53,54 ± 14,98	57,42 ± 21,69	43,18 ± 6,12	0,441
	1-9,9 cm dap	58,87 ± 9,78	53,66 ± 9,48	59,54 ± 11,89	60,21 ± 7,85	47,27 ± 8,38	64,17 ± 12,59	0,105
H ⁵	>10 cm dap	2,71 ± 0,16	2,72 ± 0,56	2,49 ± 0,33	2,57 ± 0,49	2,42 ± 0,80	2,67 ± 0,19	0,415
	1-9,9 cm dap	2,44 ± 0,32	2,49 ± 0,52	2,5 ± 0,35	2,35 ± 0,43	2,67 ± 0,28	2,31 ± 0,50	0,564
	< 1 cm dap	2,97 ± 0,25	2,71 ± 0,14	2,93 ± 0,14	2,86 ± 0,24	2,71 ± 0,25	2,65 ± 0,19	0,082
Simpson	>10 cm dap	0,06 ± 0,017	0,075 ± 0,061	0,115 ± 0,07	0,0875 ± 0,069	0,137 ± 0,131	0,084 ± 0,44	0,770
	1-9,9 cm dap	0,14 ± 0,074	0,125 ± 0,021	0,0975 ± 0,01	0,1508 ± 0,139	0,098 ± 0,085	0,107 ± 0,074	0,325
	< 1 cm dap	0,083 ± 0,053	0,105 ± 0,021	0,0725 ± 0,01	0,095 ± 0,021	0,115 ± 0,033	0,05 ± 0,013	0,258
α ⁶	>10 cm dap	14,55 ± 4,54	19,66 ± 12,39	13,32 ± 4,58	15,97 ± 14,49	21,06 ± 22,02	11,16 ± 3,71	0,861
	1-9,9 cm dap	11,79 ± 2,97	15,90 ± 8,06	13,06 ± 7,66	11,71 ± 3,82	16,88 ± 5,93	12,77 ± 4,13	0,461
	< 1 cm dap	21,01 ± 8,40	14,95 ± 14,95	16,85 ± 3,21	15,51 ± 5,15	14,88 ± 4,91	20,46 ± 7,06	0,0627

1 Resultados de la prueba F del ANDEVA respecto a variación entre fragmentos y distancias al borde
 2 Abundancia de número de individuos ha⁻¹
 3 m² ha⁻¹
 4 Porcentaje del índice de valor de importancia para las cinco primeras especies con mayor IVI por fragmento
 5 Índice de diversidad Shannon
 6 Índice de diversidad de Fisher

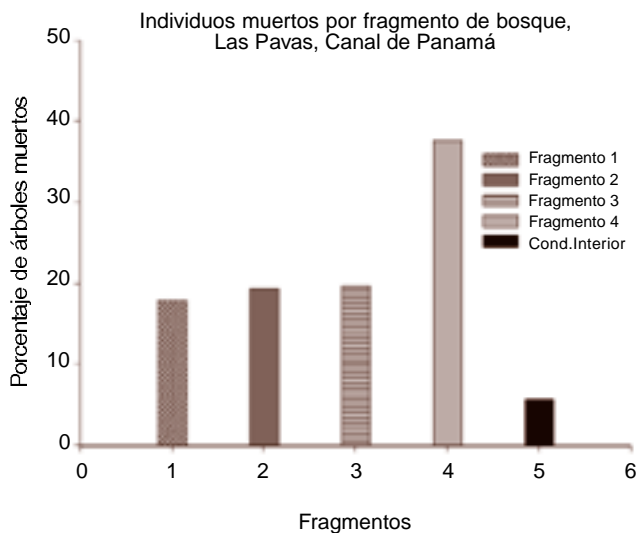
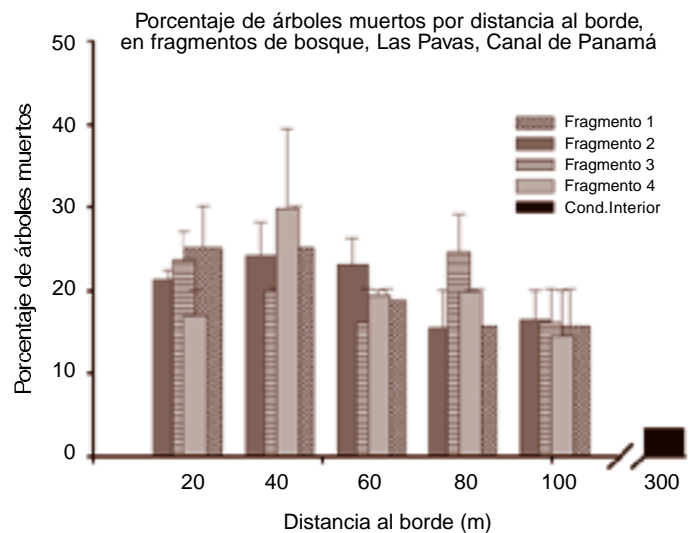


Figura 2a. Árboles muertos en los distintos fragmentos en todas las categorías diámtricas.




2b. Árboles muertos por categoría de distancia en cada fragmento estudiado.

hasta unos 40-60 m al interior del fragmento y que un gran número de árboles muertos pueden observarse cerca de los bordes producto de estas alteraciones.

El presente estudio, a diferencia de otros realizados en Brasil y Panamá (Laurance *et al.* 1997, Williams-Linera 1990) permite establecer cómo variables de estructura, diversidad y composición de plantas en fragmentos de bosque no muestran relación estadística con respecto a la distancia al borde, lo cual se puede interpretar que se debe al tamaño pequeño de los fragmentos evaluados, a la intensidad de muestreo e incluso a las condiciones ecológicas de los sitios estudiados. Es importante señalar además algunas tendencias que sugieren que la abundancia de individuos para la categoría de brinzales decrece a medida que se interna en el bosque. Los fragmentos estudiados parecen ubicar una mayor cantidad de árboles muertos en pie y caídos cerca de los bordes.

Por todo lo expuesto en este estudio se debe recordar que cuando se habla de conservación de biodiversidad en fragmentos de bosque es necesario considerar aspectos importantes como: el tamaño de los fragmentos, su aislamiento, el efecto de borde, el incremento de la vulnerabilidad por factores extrínsecos como el viento, intervención humana e intensidad de muestreo, sobretodo porque la interacción entre ellos puede ser vital para dar recomendaciones de manejo y para determinar la supervivencia de las especies que se encuentran dentro de los fragmentos (Lord y Norton 1990). El tamaño de un área es un factor importante para su conservación, algunos autores aseguran que es posible hacer conservación en fragmentos pequeños (Simberloff 1982, Jarvinen 1982), mientras que otros señalan la necesidad de conservar áreas del mayor tamaño posible, como estrategia de conservación de ambientes naturales (Janzen 1983, Willis 1984, Lovejoy

et al. 1986 y Tabanez *et al.* 1997). Otra consideración importante es la presencia de la matriz que rodea a los fragmentos de bosque; dependiendo de las especies que posea y de la protección o estrés que pueda causar a los fragmentos existentes, la matriz constituye un elemento clave en el tipo de sucesión que pueda darse naturalmente en los fragmentos de bosque. 

Hilda Lezcano

Máster en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad
Correo electrónico: luzty@yahoo.com

Bryan Finegan, CATIE

Correo electrónico: bfinegan@catie.ac.cr

Richard Condit

Correo electrónico: conditctfs@yahoo.com

Diego Delgado, CATIE

Correo electrónico: ddelgado@catie.ac.cr

Literatura citada

- Aizen, M.A.; Feinsinger, P. 1994a. Forest Fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75:330-351.
- _____; Feinsinger, P. 1994b. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentina (Chaco Serrano). *Ecological Applications* 4:378-392.
- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Suiza, IUCN. 254p.
- Colwell, R.K. 1997. EstimateS Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5 User's Guide and application (En línea). Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Curtis, J.F.; McIntosh, R.P. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31(3):434-450.
- Ferreira, L.V.; Laurance, W. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of select trees in central Amazonia. *Conservation Biology* 11:797-801.
- Forman, T. R.T. 1995. *Lands Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Cambridge University Press. 332 p.
- Holdridge, L.R. 1987. *Ecología: basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica, IICA. 216p.
- Hubbell, S.P.; Foster, R. 1983. Diversity of canopy trees in a neotropical forest and implication for conservation. In Sutton, S.L.; Whitmore, T.C.; Chadwick, A.C. eds. *Tropical Rain Forest Ecology and Management*. Oxford, Blackwell Scientific. p. 25-41.
- Janzen, D.H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41:402-410.
- Jarvinen, O. 1982. Conservation and endangered plant population: single large or several small reserves? *Oikos* 38:301-307.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:173-185.
- Knight, D.H. 1975. A Phytosociological analysis of species rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45:259-284
- Laurance, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57:205-219.
- _____. 1997. Introduction and Synthesis. *Biological Conservation* 91:101-107.
- _____; Ferreira, L.; Rankin-de Merona, J.; Lawrence, S. 1998. Rain Forest Fragmentation and the dynamics of Amazonia tree communities. *Ecology* 79(6):2032-2040.
- _____; Ferreira, L.; Rankin-de Merona, J.; Lawrence, S.; Hutchings, R.; Lovejoy, T. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonia Tree Communities. *Conservation Biology* 12(2):460-464.
- Lord, J.; Norton, D. 1990. Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. *Conservation Biology* 4:197-202.
- Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr, R.O.; Rylands, A.B.; Malcolm, J.R.; Quintela, C.E.; Harper, L.H.; Brown Jr, K.S.; Powell, A.H.; Powell, G.V.N.; Schubart, H.O.R.; Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In Soule, M.E. ed. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. p. 257-285.
- Magurran, A. 1988. *Diversidad ecológica y su medición*. Trad. Antonia M. Cirer. 200 p.
- Matlack, G. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge - trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82:113-123.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4):1147-1161.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62
- Oliveira-Filho, A.; de Melo, J.M.; Scolforo, R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamic within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131:45-66.
- Rodríguez, E. 1997. Fragments size, edge effects and species extinction in North Parana, Brasil: A 5 years report. In Symposium and Annual Meeting, Tropical Diversity, Origins, Maintenance and Conservation. San José, Costa Rica, Organization for Tropical Studies. p 100.
- Shafer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31:131-134.
- Simberloff D. 1982. Big advantages of small refuges. *Natural History* 91:6-14.
- Tabanez, A.; Viana, V.M.; Dias, A. 1997. Consequencias da fragmentação e do efeito de orla sobre estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de Planalto de Piracicaba, SP, Brasil. *Biologico*. 57(1):47-60.
- Willis, E.O. 1984. Conservation, subdivision of reserves and the antidesmemberment hypothesis. *Oikos* 42:396-398.
- Williams-Linera, G. 1990. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. *Biotropica* 22:235-241.

Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus implicaciones para el manejo y la conservación

Siempre se ha cuestionado la sostenibilidad de las características originales de la vegetación en bosques fragmentados, debido a la pérdida de área de hábitat y a los efectos de borde. Sin embargo, fragmentos en matriz de potreros con bordes de 20 años de formación revelan un proceso efectivo de recuperación del bosque mediado por la regeneración de especies heliófitas durables y el mantenimiento de la composición y diversidad del bosque original.

Angela Forero Molina
Bryan Finegan

RESUMEN

Este estudio pretendió detectar efectos de borde en la composición, estructura, y diversidad de cinco remanentes de bosque muy húmedo tropical con y sin perturbación por aprovechamiento de madera, con bordes formados hace más de 20 años y una matriz de pasturas. Se trabajó en el cantón de Sarapiquí, provincia de Heredia, Costa Rica, con suelos de fertilidad moderada o baja. Se establecieron 36 parcelas permanentes de muestreo (PPM) de 0,2 ha y se procuró el establecimiento de 9 PPM por fragmento, distribuidas en transectos de tres parcelas ubicadas en el borde, a 150 m del borde y a 300 m o más del borde. Las mediciones fueron del rodal > 10 cm dap, incluyendo lianas.

El análisis estadístico reveló mayores abundancias de especies heliófitas, individualmente y como gremio, en los bordes, en categorías diamétricas indicando su regeneración después de la formación de los bordes. Patrones de riqueza, diversidad y variables indicadoras de perturbación (árboles muertos, ocupación de copa por lianas y forma de la copa) no existieron con respecto a la distancia al borde, salvo el caso de árboles cortados clandestinamente, que fueron significativamente más abundantes en los bordes. Los resultados indican que estos remanentes de bosque conservan la mayoría de sus características de composición y diversidad de árboles y lianas durante las primeras tres décadas después de la formación de bordes con potreros, y que hay una recuperación efectiva del bosque en los hábitats de borde después de su formación. Sin embargo, se debe contemplar estrategias silviculturales en los bordes, para poder controlar las perturbaciones naturales sucesivas por la muerte de aquellas especies heliófitas durables que han concluido su ciclo de vida; y evitar que estas vayan en detrimento del fragmento y hagan expansivas las condiciones de borde.

Palabras clave: Fragmentación, efecto de borde, composición florística, riqueza florística, diversidad florística, estructura horizontal, región Huetaar Norte, bosque muy húmedo tropical, tipos de bosque, bosque terraza aluvial, bosque de topografía ondulada.

SUMMARY

Edge Effects on Remnant Vegetation of Very Humid Tropical Forest in Northern Costa Rica, and their Implications for Conservation and Management. The present study aimed at detecting edge effects on the composition, structure and diversity of five very humid tropical forest remnants with and without disturbance due to timber harvesting, located in a pastureland matrix. Edges were formed more than 20 years ago. The work was carried out in the canton of Sarapiquí, Heredia Province, Costa Rica, in a zone of low to moderate fertility soils. Thirty-six permanent samples plots (PSPs) of 0.2ha were established, with 9 PSPs per fragment, distributed in transects of three plots, located in the forest edge, at 150m from the edge, and at ≥ 300 m from the edge. All stems > 10cm were measured, including lianas. Statistical analysis revealed higher abundance of heliophytic species in the edge plots, both individually and as a guild, in diameter classes indicating their origin after edge formation. There were no trends in richness, diversity and disturbance indicators (dead trees, crown occupation by lianas, crown form) with respect to distance from the edge, except for clandestinely logged trees, which were significantly more common in the edge plots. The results indicate that these forest remnants retain most of the compositional and diversity characteristics during the first three decades after formation of the forest-pastureland edges, and that there is an effective recuperation of forest in edge habitats after their formation. However, silvicultural strategies suitable for forest edges should be considered, in order to control natural disturbance resulting from mortality of long-lived heliophytes, which otherwise may lead to deterioration of fragments through expansion of edge conditions.

Key words: Fragmentation, edge effect, floristic composition, floristic richness, floristic diversity, horizontal structure, Huetaar Norte region, very humid tropical forest, forest types, alluvial gallery forest, undulating topography forest types.

La fragmentación es el aislamiento de parches de hábitat dentro de una matriz de usos de tierra disímiles. Aunque la fragmentación es una categoría de impacto humano negativo en las comunidades naturales, se conoce poco sobre sus consecuencias para el bosque húmedo tropical en aspectos como la distribución de especies vegetales dentro y entre fragmentos y en el paisaje mismo (diversidad α y β). Los resultados de los pocos estudios en este campo han sido contradictorios (por ejemplo: Laurance y Bierregaard 1997, Davies y Margules 1998). Si tomamos en cuenta que en una misma zona climática en el trópico puede existir una alta heterogeneidad en biotipos que pueden ser explicados por la variabilidad edáfica y geológica (Tuomisto *et al.*, citado por Condit 1996), también hay que reconocer la existencia de otros elementos que pueden estar determinando o influyendo en los patrones florísticos, tales como las perturbaciones antropogénicas y naturales, y la mayor o menor adaptación de las especies arbóreas a condiciones distintas (Condit 1996). Esto, aunado a diferencias metodológicas entre estudios y de historia y ubicación en el paisaje de los fragmentos estudiados, podría ser una razón por la cual surgen contradicciones entre los estudios que hacen más difícil hacer predicciones generalizadas de los cambios y la evolución de las comunidades vegetales en los remanentes boscosos.

Los mayores cambios ecológicos en comunidades fragmentadas se presentan en los alrededores de la transición abrupta o borde entre el bosque fragmentado y la matriz que rodea el fragmento (Murcia 1995). A las interacciones resultantes entre estos dos ecosistemas se les conoce como efecto de borde y estos pueden ser de diferente índole –abióticos, biológicos directos e indirectos (Murcia 1995). Una expectativa señalada por muchos autores es que los efectos de borde conducirán a una degradación y simplificación del bosque en esas áreas expuestas a tales efectos: invasión de especies pioneras, disminución de la diversidad, desaparición de árboles grandes característicos de la vegeta-

ción original y reducción de la biomasa (Laurance *et al.* 2000). Para el presente estudio, se tomó en cuenta que debido a que los árboles son organismos de larga vida, es probable que en bordes formados por lo menos 20 años atrás, puedan identificarse evidencias de tales procesos de sucesión y adaptación de la vegetación producto de la perturbación ocasionada por la formación de bordes. Además, muchos estudios sobre fragmentación se han realizado en fragmentos de bosque natural sin ninguna perturbación por extracción de madera –por ejemplo el Proyecto Dinámica Biológica de Fragmentos de Bosques (BDFFP, por sus siglas en inglés) en Brasil (Laurance, Vasconcelos y Lovejoy 2000)–. Por lo anterior, hay interés en generar conocimiento en fragmentos de bosques productores de madera, puesto que se desconoce la tolerancia de las especies arbóreas a las perturbaciones por el aprovechamiento, sumadas a los efectos de la fragmentación. Así, el presente estudio pretendió identificar las relaciones entre las características de la vegetación y la proximidad al borde con potreros, en remanentes de bosque muy húmedo tropical manejados para producción de madera y con bordes formados hace 20 años o más.

Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en cinco fragmentos de bosque muy húmedo tropical (según la clasificación de Zonas de Vida de Holdridge) en el Cantón de Sarapiquí, Distrito de Heredia, Costa Rica: Ladrillera 3, Selva Verde, Ladrillera 1, Rojomaca y Paniagua. El promedio anual de precipitación es de 3.962 mm y la temperatura promedio anual de 24°C en la Estación Biológica La Selva, cerca de la zona de estudio (Sanford *et al.* 1994). Forero (2001) presenta información más detallada sobre los sitios de estudio y los métodos usados.

Los fragmentos se seleccionaron con la ayuda de la imagen de satélite LANDSAT del 2000, proporcionada por FUNDECOR (Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central) (Figura 1). Fotografías aéreas de los fragmentos, proporcionadas por el Instituto Geográfico Nacional de Costa Rica, y que datan de 1981, fue-

ron usadas para identificar los bordes formados por lo menos 20 años atrás, a causa de un cambio de uso a pastos para ganadería.

Los fragmentos Ladrillera3 (42,5 ha) y Selva Verde (202,3 ha) situados en la margen sur del río Sarapiquí, se encuentran muy cercanos, separados uno del otro por una matriz de pastos. Se aprovechó madera en Ladrillera3 después de efectuado este estudio; Selva Verde no tiene extracción reciente de madera. Los demás fragmentos Ladrillera1 (40,7 ha), Rojomaca (117 ha) y Paniagua (137,3 ha), se encuentran al norte del río Sarapiquí, dispersos y separados considerablemente uno de otro en un paisaje fragmentado (Figura 1). Los fragmentos poseen topografía ondulada desde moderada hasta abrupta y en gran parte suelos residuales del orden Ultisol, que son de muy baja fertilidad. Ladrillera3, por el contrario es de topografía casi plana, posee suelos de origen aluvial del orden Inceptisol.

Se establecieron 36 parcelas permanentes de muestreo (PPM) de 20 m x 100 m para el estudio. Se procuró el establecimiento de 9 parcelas en cada uno de los fragmentos, pero solo se establecieron cinco en Ladrillera1, debido a la irregularidad de sus bordes y al tamaño pequeño del fragmento. Las cuatro parcelas restantes se establecieron en Selva Verde, puesto que presentaba características comunes a Ladrillera1 (vegetación, la topografía y el tipo de suelo). Las parcelas se distribuyeron de acuerdo con la distancia al borde en tres categorías (tres parcelas por categoría por fragmento), a) *de borde*, establecidas de manera aleatoria dentro de los primeros 30 m a partir del borde debido a la asimetría de los bordes; b) *intermedias* a una distancia de 150 m del borde; c) *de interior* a 300 m o más del borde. El eje largo de cada parcela se estableció paralelo al borde del fragmento. Las parcelas fueron ubicadas al azar después de tomar en cuenta tres consideraciones generales: a) evitar áreas anegadas con características de vegetación de pantano, b) evitar patios de recolección de madera y c) procurar una distancia mínima de 100 m para separar las parcelas en cada categoría (en algunos casos hubo que reducir esta distancia a 80 m).

En todas las parcelas se midieron, registraron e identificaron todos las especies de árboles, palmas y lianas ≥ 10 cm dap, así como todas las lianas además de 13 especies arbóreas entre $\geq 2,5 \leq 9,9$ cm dap¹.

Para cada árbol registrado se calificó el grado de ocupación de la copa por lianas. En cada parcela se contó el número de árboles ≥ 10 cm dap en condición de muertos caídos, muertos en pie, desraizados y cortados. Por último, se identificaron y midieron variables asociadas a las perturbaciones producidas por el aprovechamiento de madera o perturbaciones naturales (área de claros, área de caminos y distancia de caminos a la parcela); además de algunas condiciones físicas (intensidad lumínica y altitud).

Análisis de los datos

El presente artículo indica sobre los resultados para la vegetación ≥ 10 cm dap. Forero (2001) amplía otros resultados. Se calcularon las variables, abundancia, área basal y el Índice de Valor de Importancia (IVI) para cada especie (≥ 10 cm dap), algunas familias y por gremios forestales. Bajo el diseño estadístico de "Bloques Generalizados" se efectuaron análisis de varianza (ANDEVA), covarianza (ANCOVA), de comparación múltiple (Tukey) y de regresión lineal para los IVI y las abundancias de cinco familias y 17 especies. Para la riqueza de especies y los índices de diversidad calculados -Alfa de Fisher (α), Shannon (H') y Simpson, y para la estructura horizontal, tanto total como por clase diamétrica. Los ANCOVA tomaron en cuenta la influencia en los resultados de las variables de perturbación por aprovechamiento. Se estableció un $\alpha = 0,05$ para el análisis estadístico.

Resultados

Variación florística y estructural con respecto a la distancia al borde

Composición

De las familias analizadas, solo Euphorbiaceae presentó un patrón de distribución con respecto a la distancia al borde ($P > F = 0,06$); ésta fue más abundante en las parcelas de borde y menos en las parcelas del interior (Cuadro 1). Especies arbóreas heliófitas como *Goethalsia meiantha*, *Cecropia insignis* y *Apeiba membranacea* también mostraron un patrón a un nivel de significancia menor pero cercano a $\alpha = 0,05$. *G. meiantha* presentó un IVI alto en las parcelas de borde y menor en las parcelas del interior, en los fragmentos Ladrillera3 y Ladrillera1 (Cuadro 1). *A. membranacea* reportó un IVI mayor en las parcelas de borde e interior, y menor en las parcelas a 150 m del borde. Los valores mayores se debieron a una mayor abundancia de árboles relativamente pequeños en los bordes y a pocos árboles grandes en las parcelas de interior (Forero 2001). *C. insignis* solo fue reportada en las parcelas de borde en Rojomaca y Paniagua con IVI muy bajo. La



Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

prueba de regresión simple mostró una relación positiva del IVI de esta especie con el área de claros y la distribución de la especie parece responder a claros formados por caída y tala de árboles, más que a los bordes (Forero 2001). Otras relaciones de variables medidas a disturbios asociados con el manejo forestal son reportados por Forero (2001). Para completar el panorama de respuestas de especies heliófitas sobretodo a la formación de bordes, el IVI promedio de las heliófitas durables como gremio fue significativamente mayor en las parcelas de borde y menor en las parcelas intermedias y de interior (Cuadro 1). Una excepción al panorama anterior la reportaron las palmas *Welfia georgii*, *Socratea exorrhiza* y *Euterpe precatoria* que se distribuyeron con mayor IVI en las parcelas intermedias o del interior y valores menores en las parcelas de borde (Cuadro 1).

Riqueza, diversidad y estructura

No existieron diferencias estadísticamente significativas de las variables riqueza y diversidad con respecto a la distancia al borde. A nivel de estructura horizontal el área basal fue significativamente mayor en los bordes que a 150 m de los mismos y por clase diamétrica la abundancia para la clase 30-39 cm dap fue mayor en las parcelas de borde, y

¹ La identificación botánica fue realizada por Nelson Zamora, Curador de Botánica del Instituto de Biodiversidad (INBio), Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, y para las especies más comunes por un parataxónomo, Vicente Herra, supervisado por Zamora.

menor en las parcelas a 150 m del borde tanto como las de interior (Cuadro 1). A nivel de gremios, las heliófitas durables entre 20 cm - 29 cm dap fueron más abundantes en las parcelas de borde y menos en las parcelas a 150 m de borde e interior; igual resultados se encontró para las heliófitas durables y generalistas en la clase diamétrica 30 cm - 39 cm. Hubo una tendencia hacia una mayor abundancia de las heliófitas durables entre 60 cm - 69 cm dap en las parcelas de borde ($P > F = 0,07$, Cuadro 1), y mayor abundancia de generalistas entre 70 cm - 79 cm dap en las parcelas intermedias y de interior que en las de borde ($P > F = 0,08$). De las variables de respuesta que reflejaban algún grado de perturbación asociadas con la distancia al borde, solo la condición de árboles cortados en las parcelas de borde mostró un incremento en los bordes en comparación con las otras categorías de distancia (Cuadro 1).

Discusión y conclusiones

En cuanto a la variación de la composición de estos bosques fragmentados, el estudio reveló un panorama de mayor importancia de especies heliófitas en los bordes. La familia Euphorbiaceae, de mayor IVI en las parcelas de borde, se caracteriza por agrupar especies, en la mayoría de los casos, consideradas como heliófitas como *Croton smithianus*, *C. schiedeanus*, *Conceveiba pleiostemona* e *Hyeronima alchorneoides*, entre otras (Finegan 1992).

Trabajando en fragmentos del bosque Atlántico del Brasil, Tabarelli, Mantovani y Pares (1999) también señalaron una mayor abundancia de especies ruderales (equivalentes a heliófitas efímeras o pioneras) de esta familia en los bordes; su abundancia, además, fue correlacionada negativamente con el tamaño del fragmento, debido a que los efectos de borde son proporcionalmente mayores en fragmentos más pe-

queños. Las heliófitas durables *G. meiantha* y *A. membranacea* son otras especies muy características de los bordes de estos fragmentos del norte de Costa Rica.

La disponibilidad de un banco de semillas (Finegan 1996), árboles maderes en el bosque tanto como en áreas agrícolas -ya que son de bajo valor comercial- combinadas con la perturbación provocada por la fragmentación, pudieron favorecer la germinación y el desarrollo de estas especies en los bordes. Estas especies heliófitas durables y otras registradas en los fragmentos también son frecuentes en los bosques secundarios neotropicales, formando poblaciones relativamente coetáneas en áreas recién disturbadas (Finegan 1992).

Una mayor abundancia de especies intolerantes a la sombra, incluyendo la proliferación de árboles pioneros de vida corta, lianas y trepadoras, parece ser característica de condiciones de borde en bosques neotropicales fragmentados, sobre todo cuando la formación del borde es reciente (1-7 años) (Benítez Malvido 1998, Laurance *et al.* 1997). El presente estudio no encontró patrones de abundancia de árboles pioneros, lianas y trepadoras en relación a los bordes, pero muestra que en bordes de mayor edad, las heliófitas durables pueden llegar a ser abundantes. La abundancia de árboles de estas especies en las clases diamétricas comprendidas entre 20 cm y 49 cm dap sugiere que este estudio registró un punto en el desarrollo de una sucesión iniciada en los bordes en los primeros meses después de su formación.

Otro efecto de borde fue el ligado a la menor población de palmas y mayor número de árboles cortados por debajo del diámetro permitido para aprovechamiento forestal (< 40 cm dap) en las parcelas de borde. Estos resultados se deben a la accesibilidad al borde que tiene la comunidad vecina a estos bosques, que aprovechan para extraer de manera ilegal palmito para su consumo y árboles para utilizarlos como leña o postes para sus fincas.

No obstante, no se encontró ninguna evidencia de que, hasta la fecha, la fragmentación de estos bosques haya ocasionado su simplificación

Cuadro 1. Variables que presentaron patrones estadísticamente significativos de distribución con respecto a la distancia al borde. Medias con letras distintas entre las tres categorías de distancia al borde son estadísticamente diferentes ($P > F$, Tukey $\alpha = 0,05$). El rodal entero son valores de abundancia absoluta para las parcelas de 0,2 ha.


Variable	Nivel taxonómico	0-30 m borde	150 m intermedio	>300 m Interior	P>F
Familia					
N	Euphorbiaceae	4,9 (4,2)A	4,2 (2,7)AB	1,7 (1,3)B	0,06
Especie > 10 cm dap					
IVI	<i>Apeiba membranacea</i>	1,1 (0,7)A	0,7 (0,5)B	1,4 (0,7) A	0,04
IVI	<i>Goethalsia meiantha</i>	1,6 (4,2)A	0,6 (1,8)AB	0,3 (0,8)B	0,04
IVI	<i>Cecropia insignis</i>	0,2 (0,4)AB	0,9 (2,5)A	0,1 (0,1)B	0,07
IVI	<i>Welfia georgii</i>	2,9 (1,7)B	3,8 (2,2)AB	4,4 (1,2)A	0,01
IVI	<i>Socratea exorrhiza</i>	0,8 (0,3)B	2,3 (0,8)A	1,1 (0,4)AB	0,02
IVI	<i>Euterpe precatoria</i>	0,6 (0,3)B	1,3 (1,4)AB	1,5 (1,8)A	0,03
Riqueza y diversidad					
N	Especies	48,6 (10,6)	45,4 (5,2)	45,3 (9,6)	0,71
α	Indice Alfa de Fisher	35,7 (14,0)	34,7 (6,0)	33,9 (10,8)	0,32
H'	Indice Shannon	3,4 (0,3)	3,4 (0,2)	3,4 (0,3)	0,44
D'	Indice Simpson	0,94 (0,02)	0,94 (0,02)	0,94 (0,02)	0,81
Estructura					
G	Área basal	5,9 (1,0)	4,9 (0,9)	5,4 (1,1)	0,05
Gremio					
IVI	Heliófita durable	19,2 (6,2)A	16,6 (7,9)B	13,8 (4,8)B	0,04
Clases diamétricas					
N	20-29 Heliófitas durables	4,5 (1,0)A	2,2 (1,4)B	1,9 (1,2)B	0,003
N	30-39 Rodal entero	9,0 (3,3)a	7,0 (5,0)B	5,3 (1,5)B	0,002
N	30-39 Generalistas	5,2 (1,7)A	4,4 (1,7)AB	2,9 (1,5)B	0,06
N	30-39 Heliófitas durables	2,6 (1,5)A	0,7 (0,4)B	0,8 (0,4)B	0,02
N	60-69 Rodal entero	1,2 (1,4)	1,3 (0,3)	0,8 (0,2)	0,07
N	70-79 Rodal entero	0,1 (0,2)	0,6 (0,9)	0,8 (0,4)	0,08
Perturbación					
N	Árboles cortados	2,7 (3,0)A	0,2 (0,4)B	0,3 (0,6)B	0,0001

desde el punto de vista de su composición, riqueza y diversidad. Si hubo una importancia mayor de especies heliófitas en sitios perturbados – los bordes, hace 20 años ó más, y en años más recientes, los claros y otros sitios abiertos ligados al aprovechamiento forestal-. Pero la riqueza y diversidad no fueron menores ni siquiera en los bordes, y se encuentran dentro de los rangos reportados para bosques comparables de la zona y libres de perturbación. Además, las especies características en los fragmentos son las mismas que las encontradas para bosques libres de perturbación (Forero 2001).

La ausencia de otras relaciones de variables asociadas a la perturbación en los bordes, junto con un área basal mayor que en los demás sitios, sugiere además que aquellos con edad superior a los 20 años en estos fragmentos se encuentran en un punto avanzado de recuperación después de la perturbación que ocasiona la formación de dichos bordes. Los resultados contradicen, en cierta forma, los resultados y las predicciones generados por el proyecto BDFFP (Laurance *et al.* 1997). Los autores mencionados indican una pérdida alarmante de biomasa en los bordes de bosques fragmentados a causa de la mortalidad de árboles grandes, que supera la ganancia de biomasa por el reclutamiento de nuevos árboles.

Es posible que en los fragmentos de este estudio se haya dado una degradación estructural en los primeros años después de la formación de los bordes, posibilidad subrayada por la tendencia hacia un número menor de árboles grandes de especies generalistas, indicada por este estudio. Sin embargo, tal proceso parece haber sido contra-

restado por la regeneración de heliófitas durables y generalistas como *Pentaclethra maculosa*. Un monitoreo posterior de la dinámica en los fragmentos en este estudio podrá arrojar más evidencia acerca de si existen cambios en los procesos ecológicos y si es así, cual sería la magnitud de los mismos.

Los resultados del presente trabajo indican la necesidad de considerar estrategias de silvicultura en los bordes dada la dominancia de especies heliófitas durables; tomando en cuenta además que muchas de estas especies son de importancia comercial y se podría favorecer su extracción sin detrimento del desarrollo sucesional. También es importante considerar en el manejo del borde la restricción del aprovechamiento de especies generalistas (< 50 cm dap), puesto que su presencia puede favorecer el mantenimiento de las condiciones microclimáticas por efectos de sombra en beneficio del mantenimiento de los procesos ecológicos. Finalmente, debido a que los paisajes son variables y dinámicos, precisa determinar la relación de sus características a las de comunidades fragmentadas como las estudiadas. 

Angela Forero Molina

Máster en Manejo y Conservación de Bosques

Tropicales y Biodiversidad

Correo electrónico: lforero@telesat.com.co

Bryan Finegan

CATIE

Correo electrónico: bfinegan@catie.ac.cr

Literatura citada

- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12(2):380-389.
- Condit, R. 1996. Defining and mapping vegetation types in megadiverse tropical forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(1):4-5.
- Davies, KF; Margules, CR. 1998. Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67:160-171
- Finegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47: 295-321.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11(3):119-124.
- Forero, LA. 2001. Caracterización de la vegetación y efectos de borde en la comunidad de árboles y lianas de remanentes de bosque muy húmedo tropical, región Huetar Norte, Costa Rica. Tesis Mag. Sc., Turrialba, Costa Rica. CATIE. 88p.
- Laurance, WF.; Bierregaard, RO. 1997. Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago, University of Chicago Press. 616p.
- Laurance, WF.; Ferreira, LV; Rankin de Merona, JM; Laurance, SG; Gascon, C; Lovejoy, TE. 1997. Biomass collapse in Amazonia forest fragments. *Science* 278:1117-1118.
- Laurance, WF; Vasconcelos, HL; Lovejoy, TE. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx* 34(1):39-45.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2): 52-62.
- Sanford, RL, Jr; Paaby, P; Luval, JC.; Phillips, E. 1994. Climate, geomorphology, and aquatic systems. In McDade, L. A.; Bawa, K.S.; Hespenheide, H.A.; Hartshorn, G.S. eds. *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. Chicago, University of Chicago Press. p. 19-33.
- SAS Institute. 1999. Guide for personal computers. Version 8 edition. Cary, NC. 1686 p.
- Tabarelli, M.; Mantovani, W.; Pares, CA. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the mountain Atlantic Forest of Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91:119-127.

Composición florística y estructura de bosques secundarios en el municipio de San Carlos, Nicaragua

Los bosques secundarios revisten cada vez mayor importancia como proveedores de los productos y servicios prestados tradicionalmente por los bosques primarios. Muchos científicos destacan el importante papel de los bosques secundarios en el mantenimiento de la biodiversidad a nivel regional. No obstante, sobre este tema, hace falta más investigación que demuestre como varían los valores de biodiversidad en estos ecosistemas en función de, por ejemplo, factores como edad de abandono y uso anterior del suelo.

Chelsia Moraes Ferreira
Bryan Finegan
Markku Kanninen
Luis Diego Delgado
Milena Segura

RESUMEN

Se estudiaron 12 bosques secundarios de edades entre 6 y 25 años, en el municipio de San Carlos, Nicaragua, con el objetivo de determinar y evaluar parámetros florísticos como estructura, composición, riqueza y diversidad. Seis de estos bosques tenían la agricultura como uso anterior del suelo mientras que en los demás éste era desconocido. Se instalaron seis parcelas temporales de muestreo de 250 m² y cuarenta y cinco de 450 m², procurando un mínimo de 15 fustales por parcela. Los resultados presentados son únicamente para especies leñosas de dap \geq 10 cm. La densidad, el área basal, la riqueza y diversidad de especies difirieron en los 12 bosques estudiados, aumentando sus valores conforme incrementaba la edad de los bosques. Los bosques más diversos, ricos, densos y de mayor área basal fueron los de mayor edad (> 16 años). Las familias más importantes en cuanto al número de individuos fueron: Sterculiaceae, Rubiaceae, Fabacea/Papilionoidea, Cecropiaceae, Ulmaceae, Tiliaceae y Anacardiaceae, familias comúnmente encontradas en bosques secundarios neotropicales. De acuerdo a la importancia de ciertas especies, se pudo establecer tres diferentes grupos florísticos de bosques; factores como edad y proximidad entre bosques podrían ser considerados como algunas de las causas de similitud entre ellos.

Palabras claves: Bosque secundario; composición florística; diversidad; estructura del bosque; San Carlos; sucesión; Nicaragua.

SUMMARY

Floristic Composition and Secondary Forest Structure in the San Carlos Municipal District, Nicaragua. Twelve secondary forests with ages between 6 and 25 years old were studied to determine structure, richness, diversity and floristic composition in San Carlos, Nicaragua. Six of these forests have recently been used as crop lands whereas; previous use was unknown in the remaining forests. Six temporary plots of 250 m² and 45 of 450 m² were laid out, each having a minimum of 15 individuals of dbh > 10 cm per plot. The results presented here are only for woody species with dbh \geq 10 cm. The density, basal area, richness and diversity differed among the 12 secondary forests; all figures increased as forest aged. The richest, most diversified, densest and with the greatest basal area were those older than 16 years. The most important botanical families in terms of number of individuals were Sterculiaceae, Rubiaceae, Fabacea/Papilionoidea, Cecropiaceae, Ulmaceae, Tiliaceae and Anacardiaceae. All these families are common within most neotropical secondary forests. Three different floristic groups of forests were identified based on species composition; age and inter-forest distance could be considered as some of the causes of their similarity.

Keywords: Secondary forest; floristic composition; diversity; forest structure; San Carlos; succession; Nicaragua.

En América Latina los bosques secundarios están rápidamente transformándose en una cobertura vegetal bastante común. En Nicaragua, en el Municipio de San Carlos, departamento del Río San Juan, los bosques secundarios ocupan cerca del 16% del territorio (PMIRH 2000) y según Smith *et al.* (2002) muchos de estos son resultado del abandono de tierras agrícolas durante el período de guerra. Los bosques secundarios de esta zona fueron mantenidos principalmente para la producción de *Cephaelis ipecacuana*, una planta medicinal conocida como raicilla y para la producción de forraje y mantenimiento de fuentes de agua (Smith *et al.* 2002).

En Centroamérica, los bosques secundarios representan una opción importante -y hasta única en ciertos casos-, para la extracción de productos maderables y no maderables en áreas casi totalmente deforestadas. A pesar de su gran importancia económica, social y cultural, países como Nicaragua presentan pocos estudios detallados sobre la ecología de estos ecosistemas, lo que impide identificar el potencial productivo de los mismos.

El propósito de la presente investigación fue caracterizar la estructura, composición y diversidad florística de bosques secundarios de diferentes edades en el Municipio de San Carlos, Nicaragua. Una característica importante de este estudio fue que los bosques se escogieron mediante criterios técnicos, eliminando la posibilidad de selección subjetiva o sesgada, muchas veces utilizada en estudios ecológicos de bosques secundarios. También se pretendió identificar algunos factores que puedan influir en las características de los bosques y que puedan explicar la existencia de patrones para las variables mencionadas.

Materiales y métodos

Ubicación del sitio de estudio y características del clima, topografía y suelo

El trabajo se desarrolló en el Municipio de San Carlos, Departamento del Río San Juan, Nicaragua. El Municipio está ubicado entre las coordenadas 10°

y 11°25' Latitud Norte y 84°25 y 85°11' Longitud Oeste (Larson y Barahona 1999, UCA *et al.* 2000). UCA *et al.* (2000) y PMIRH (2000) describen cuatro zonas de vida: bosque húmedo tropical (bh-T); bosque muy húmedo subtropical (bmh-ST); bosque seco tropical (bs-T) y bosque pluvial subtropical (bp-ST). La precipitación promedio anual es cerca de 1927 mm; la temperatura promedio anual es de 26°C y la humedad relativa anual es 85%. En la zona se registran elevaciones entre 50 y 300 msnm (PMIRH 2000). Por lo general los suelos son ácidos, de baja fertilidad y textura arcillosa (Larson y Barahona 1999) y el orden predominante es Ultisol (PMIRH 2000).

el objetivo de identificar los propietarios con bosque secundario y obtener información del historial, manejo y características de estos bosques. La edad y el uso anterior del bosque fueron difíciles de establecer en algunos casos; los bosques con edad más precisa fueron aquellos de menos de 10 años, con usos relativamente recientes. Para seleccionar los bosques secundarios se estableció una serie de requisitos como: área mínima de 1,4 ha, áreas no sujetas a anegamiento y edad mínima de cinco años. En cuanto al uso anterior se trató de seleccionar aquellos que hubieran tenido un uso agrícola. Al final del proceso de selección de fincas¹, se escogieron pa-



Foto: Chelsa Moraes.

Los bosques secundarios son fuentes de productos maderables y no maderables, además de prestar servicios ambientales como conservación de biodiversidad y almacenamiento de carbono. Bosque secundario San Carlos, Nicaragua.

Definición de la población, selección de parches de bosques secundarios y tipo de muestreo utilizado

Dentro de la Zona de Vida y Desarrollo definida por el Proyecto SI-A-PAZ (Larson y Barahona 1999), se seleccionaron 100 productores de diferentes comarcas para la aplicación de una encuesta. Esta selección se realizó de manera aleatoria, con base en un listado suministrado por diferentes proyectos e instituciones actuantes en el Municipio. La encuesta se realizó con

ra este estudio 12 bosques secundarios con edades entre 6 a 25 años, en siete diferentes comarcas.

Establecimiento de parcelas y toma de datos

En cada uno de los bosques se establecieron parcelas temporales de 10 m x 25 m (250 m²) o 15 m x 30 m (450 m²). En cada una de las parcelas se realizó un censo de la vegetación leñosa de dap ≥ 10 cm. Los diámetros fueron medidos a 1,30 m, con cinta

¹ Para mayores detalles metodológicos ver Ferreira (2001)

diamétrica de fibra de vidrio. La identificación de los individuos fue hecha por Nelson Zamora, Curador de Botánica del Instituto Nacional de Biodiversidad, (INBio), Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Se identificó con nombre científico cerca del 80% de las especies muestreadas en campo, las otras especies fueron registradas con nombre común dado por un baqueano conocedor de la zona, y unas pocas fueron consideradas como desconocidas.

Análisis de los datos

Los 12 bosques secundarios se caracterizaron y compararon según las siguientes variables: densidad, área basal, diversidad, riqueza y composición florística. Para establecer la diversidad de los bosques se calcularon los índices de Shannon-Wiener, Simpson y el Alfa de Fisher (Magurran 1988) utilizando solamente los individuos identificados con nombre científico o común. Para cada especie se calculó, por bosque, el % del Índice de Valor de Importancia (Curtis y MacIntosh 1950). Para el análisis de los patrones de composición florística en los bosques, se utilizó el Análisis de Correspondencia DECORANA, mediante el Programa MVSP (Kovach 1994) empleando los valores de las cinco especies más importantes por bosque, según el criterio del % de IVI. Las especies desconocidas o que estu-

vieron presentes en un solo bosque no fueron consideradas en el análisis de DECORANA. Solamente las parcelas de 450 m² se utilizaron para los análisis de riqueza y diversidad ya que para este tipo de análisis las parcelas deben ser todas de un solo tamaño. Los datos de riqueza y diversidad fueron calculados mediante el Programa Estimates Versión 5.0 (Colwell 1997). Todos los datos fueron sometidos a pruebas estadísticas, con el Programa SAS (SAS Institute 1999). Para los Análisis de Varianza (ANOVA) y Pruebas de Tukey se consideró un alfa de 0,05.

Resultado y discusión

Estructura

Se encontraron diferencias significativas en densidad entre los 12 bosques secundarios estudiados (p<0,0001). Según la Prueba de Tukey el bosque 9 presentó una mayor densidad de árboles ≥ 10 cm de dap que los bosques 1, 6, 3, 7 y 8, en tanto el bosque 7 se mostró más denso que los bosques 11 y 8. La densidad promedio de árboles (N) por bosques varió de 152 a 870 individuos ha⁻¹ en las edades de 6 y 25 años, respectivamente. Los valores de densidad mostraron una tendencia hacia al aumento a medida que la edad de los bosques incrementaba (Figura 1a), semejante a la reportada por Aide *et al.* (1996) para bosques secundarios menores de 60 años en Puerto Rico.

Al igual que ocurrió para la variable densidad, se encontraron diferencias significativas entre los valores de área basal entre los 12 bosques analizados (p<0,0001). Estas diferencias se observaron, según la Prueba de Tukey, entre los bosques 2 y 4, de mayor área basal, que los bosques 10 y 8, y entre el bosque 12 con respecto al bosque 8. Los valores promedio de área basal (G) por bosque mostraron una tendencia hacia el aumento a medida que los bosques se hacían más viejos, variando de 1,9 m² ha⁻¹ en el bosque de 6 años de edad a 35,7 m² ha⁻¹ en el bosque de 23 años (Figura 1b). Sin embargo, algunas de las parcelas de los bosques más viejos presentaron bajos valores de área basal. La tendencia de aumento del área basal con la edad del bosque también ha sido reportado por otros estudios (Werner 1984, Saldarriaga *et al.* 1988, Aide *et al.* 1996, Grau *et al.* 1997, Steininger 2000, Peñas-Claros 2001), lo que se podría decir que es bastante predecible ya que el diámetro de los árboles aumenta con el pasar de los años.

Composición florística

Las familias botánicas más importantes en este estudio según el criterio del número de individuos fueron: Sterculiaceae con 153 individuos, todos de la especie *Guazuma ulmifolia*, cuyo principal vector de dispersión de semillas es el ganado, ampliamente utilizado

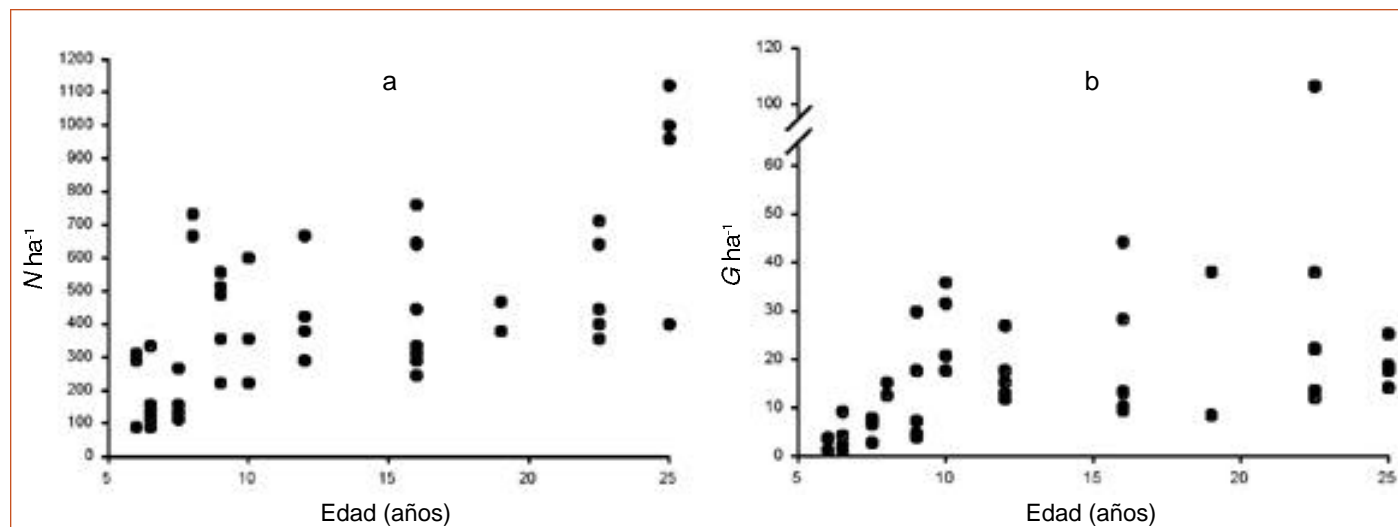


Figura 1. a) Número de individuos por hectárea y b) Área basal por hectárea, ambos en función de la edad; bosques secundarios, San Carlos, Nicaragua. Cada punto representa una parcela de medición.

para el mantenimiento y control de malezas del terreno en los primeros años de la sucesión; Rubiaceae con 148 individuos, 75 de la especie *Coussarea* sp. y 67 de *Calycophyllum candidissimum* y Fabaceae/Pap. con 60 individuos, 48 del género *Lonchocarpus*. Las familias con mayor número de especies fueron: Fabaceae/Mim. (6), Rubiaceae (5), Moraceae (4), Meliaceae (4), Fabaceae/Pap. (4) y Bombacaceae (4).

Las familias y géneros botánicos identificados en este estudio (Cuadro 1) son típicos de bosques secundarios tropicales (Finegan 1996) y muchos estudios corroboran su ocurrencia en este tipo de bosques (Sevegnani y Baptista 1996, Finegan 1992, 1996; Steinger 2000, Finegan y Delgado 2000). Muchas de las familias identificadas presentan especies maderables y de alto valor comercial (Finegan 1992), como es el caso de *Simarouba amara* (Simaroubaceae), *Samanea saman*, (Fabaceae/Mim.), *Dalbergia glomerata* (Fabaceae/Pap.), *Cedrela odorata* (Meliaceae) y *Cordia alliodora* (Boraginaceae).

Las especies más abundantes fueron *Guazuma ulmifolia*, *Coussarea* sp., y *Calycophyllum candidissimum* que se destacan además por sus altos % de IVI en muchos de los bosques estudiados (Cuadro 1). En la mayoría de los casos, lo que se observa es que los bosques son dominados por pocas especies, algunas de las cuales se presentan en apenas unos pocos bosques como *Crescentia cujete* (Bignoniaceae), *Cochlospermum vitifolium* (Cochlospermaceae) y *Cassia moschata* (Fabaceae/Cae.) encontradas principalmente en los bosques más jóvenes.

Los bosques comparten la característica de poseer muchas especies heliófitas durables (Cuadro 1), grupo ecológico dominante y donde se ubican muchas de las especies maderables de valor comercial. Sin embargo, la participación de ciertos grupos y la composición del bosque secundario varía con las diferentes edades. Este hecho parece estar relacionado a la fase sucesional en la cual se encuentran estos bosques ya que la gran mayoría de ellos, particularmente los más ricos y diversos, se ubican en la segunda etapa del proceso de sucesión (Finegan 1992).

Riqueza y diversidad

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas para la riqueza de especies entre los 12 bosques secundarios ($p < 0,0001$) así como para los índices de diversidad evaluados. Los bosques 4, 2 y 1, con usos anteriores desconocidos y con edades de 16, 23 y 12 años respectivamente mostraron los valores más altos de riqueza (Figura 2).

El número de especies encontradas en las parcelas de 450 m² fue generalmente menor en los bosques jóvenes que en los bosques más viejos, resultados similares a los encontrados por otros autores (Saldarriaga *et al.* 1988, Finegan 1996). La curva área-especie indica una progresión en función del aumento del área (Saldarriaga *et al.* 1988, Guariguata *et al.* 1997).

Similitud florística entre bosques

El análisis de los bosques mediante la técnica de ordenación DECORANA permite observar la relación entre los bosques con base en su composición florística (Figura 3). Los ejes 1 y 2 de este análisis, explican cerca del 37% de la variación florística entre los 12 bosques estudiados, con valores de Eigen de 0,832 y 0,501. Los resultados del eje 1 fueron los que permitieron la separación de los bosques en tres diferentes grupos. En el grupo número uno están los bosques 1, 2, 3 y 4, de 12, 23, 19 y 16 años respectivamente cuyas especies relacionadas son principalmente *Coussarea* sp., *Ampelocara macrocarpa*, *Brosimum alicastrum* (Moraceae) y *Tetragastris panamensis* (Burseraceae), estas dos últimas típicas de bosques tropicales húmedos

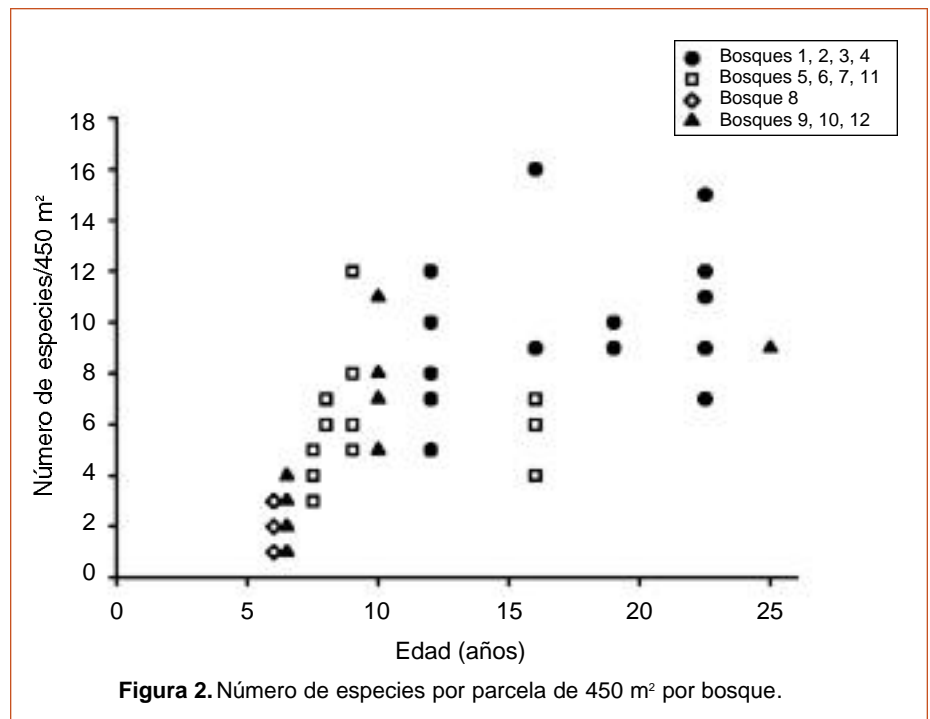


Figura 2. Número de especies por parcela de 450 m² por bosque.

El índice de Shannon-Wiener ($p = 0,0004$) y el Alfa de Fisher ($p = 0,0201$) presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los bosques; el índice de Simpson no presentó tales diferencias. Los bosques más diversos según Shannon-Wiener son el 4, 9, 2 y el 3 (bosques con edades superiores a 12 años) en tanto que el bosque 8 (seis años de edad) es señalado por Shannon-Wiener y el Alfa de Fisher como el menos diverso.

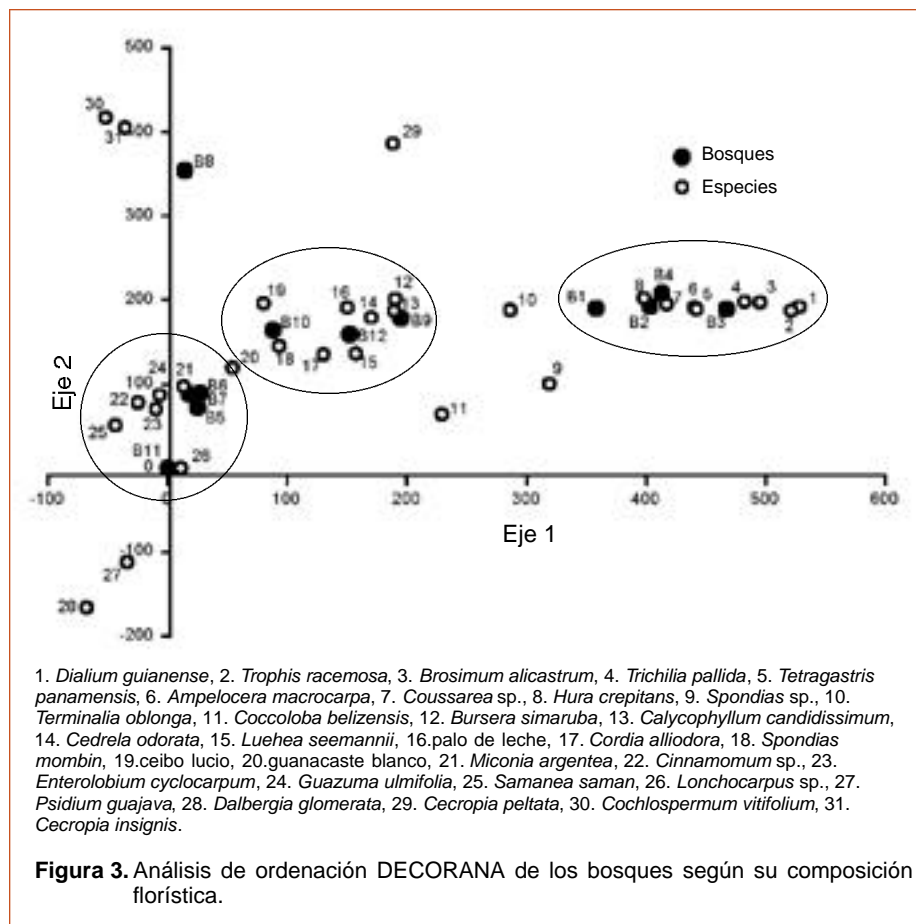
primarios (Guariguata *et al.* 1997) y *Trichilia palida* (Meliaceae). El grupo dos reúne los bosques 5, 6, 7 y 11, de 16, 9, 8 y 8 años respectivamente, que pueden ser asociados a *Guazuma ulmifolia* aunque esta especie aparece con importancia variada en los bosques 8, 10 y 12. La especie *Lonchocarpus* sp. 01 (Fabaceae/Pap.), también está relacionada al grupo dos pero en menor proporción, con excepción del bosque 5, donde no sobresale ni entre

Cuadro 1. Porcentaje del Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies por bosque y gremios ecológicos a que pertenecen.

Familia	Especie	Grupo ecológico ¹	Bosque número ²												
			8	10	11	7	6	12	1	4	5	3	2	9	
			Edad en años												
			6	7	8	8	9	10	12	16	16	19	23	25	
ANACARDIACEAE	<i>Anacardium excelsum</i>	HD	0	0	0	0	0	0	3,3	0	0	0	0	0	
	<i>Astronium graveolens</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	0	
	<i>Spondias mombin</i>	HD	0	3,1	0	3,9	3	22,4	0	0	1,6	0	0	0	
	<i>Spondias</i> sp.	HD	0	0	0	5,4	1,8	0	3,7	2,2	0	0	0	0	
ANNONACEAE	<i>Oxandra venezuelana</i>	D	0	0	0	0	0	0	3,5	0	0	2,8	4,6	0	
	<i>Xylopia sericophylla</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
APOCYNACEAE	<i>Stemmadenia</i> sp.	HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	
ARALIACEAE	<i>Dendropanax</i> sp.	INT	0	0	0	0	0	0	1,8	0	0	0	0	0	
ASTERACEAE	<i>Clibadium</i> sp.	HE	0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0	
BIGNONIACEAE	<i>Crescentia cujete</i>	HD	0	0	0	5,8	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Tabebuia guayacan</i>	HD	0	0	3,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Tabebuia rosea</i>	HD	0	0	3,3	0	2,4	3,8	0	0	1,5	0	0	0	
BIXACEAE	<i>Bixa orellana</i>	HE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	
BOMBACACEAE	<i>Ceiba pentandra</i>	HD	0	0	0	3,5	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Ochroma pyramidale</i>	HE	0	3,1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	
	<i>Pseudobombax septenatum</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	2,5	0	0	0	0	
	<i>Quararibea funebris</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,9	0	
BORAGINACEAE	<i>Cordia alliodora</i>	HD	0	0	0	4,4	1,4	0	0	0	1,5	0	0	14	
	<i>Cordia</i> sp.	HD	0	0	7,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BURSERACEAE	<i>Bursera simaruba</i>	HD	0	0	0	0	0	1,7	0	0	0	0	0	6,9	
	<i>Tetragastris panamensis</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	4,5	2,3	0	4,6	8,3	0	
CAPPARIDACEAE	<i>Capparis amplissima</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	1,3	2,9	0	0	0	0	
	<i>Crateva tapia</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	3,3	0	0	1,1	0	
CECROPIACEAE	<i>Cecropia insignis</i>	HE	16,6	3,2	0	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	
	<i>Cecropia peltata</i>	HE	23,4	19,8	0	0	2,6	3,4	5	4,8	0	0	1,7	3,9	
CHRYSOBALANACEA	<i>Hirtella americana</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	1,5	0	0	0	0	0	
CLUSIACEAE	<i>Garcinia madruno</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	
COCHLOSPERMACEA	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	HD	43,6	0	0	0	3,5	0	0	0	0	0	0	0	
COMBRETACEAE	<i>Terminalia oblonga</i>	HD	0	0	0	0	0	1,7	0	3,2	1,9	0	0	14,1	
DESCONOCIDA	Desconocido	D	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	6,5	0	
	alcanfor	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	
	anonillo	D	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	0	
	canelo	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,9	0	
	capulín	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	
	ceibo lucio	D	0	10,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5	
	cutirre	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	4,2	0	
	guabillo	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	
	guanacaste blanco	D	0	0	0	0	1,4	5,3	0	0	4,2	0	0	0	
	guayabo blanco	D	0	0	0	0	0	0	2,5	0	0	0	0	0	
	huele noche	D	0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0	
	lechillo	D	0	0	0	0	0	5,1	1,4	0	0	0	0	0	
	palo de leche	D	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	1,7	
	panchil	D	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	
	papalon	D	0	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	0	0	
	sonsonate	D	0	0	3,6	0	1,4	2,1	0	0	0	0	0	0	
	ELAEOCARPACEAE	<i>Sloanea terniflora</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0
EUPHORBIACEAE	<i>Hura crepitans</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	18,7	0	0	15,4	3,6	
	<i>Mabea occidentalis</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	2,2	0	3,1	0	0	
FABACEAE/CAES	<i>Cassia moschata</i>	HD	0	0	8,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Copaifera aromatica</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	
	<i>Dialium guianense</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	10	0	0	
FABACEAE/MIM.	<i>Acacia ruddiae</i>	HE	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	0	
	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	HD	0	0	0	5,8	8,5	2,3	0	0	0	0	0	0	
	<i>Inga punctata</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	0	3,6	0	0	0	
	<i>Inga sapindoides</i>	HD	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
	<i>Leucaena multicaipitula</i>	HE	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	2,1	
FABACEAE/PAP	<i>Samanea saman</i>	HD	0	0	0	3,5	0	0	0	0	9,1	0	0	0	
	<i>Dalbergia glomerata</i>	GEN	0	0	8,9	0	1,7	0	0	0	2,2	0	0	0	
	<i>Lonchocarpus</i> sp.	GEN	0	16,7	18,5	17,9	14,7	0	0	0	2,2	0	1,7	1,6	
	<i>Machaerium kegelii</i>	GEN	0	7,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Swartzia cubensis</i>	GEN	0	0	0	0	1,4	2,1	1,7	0	0	0	0	0	
	<i>Banara guianensis</i>	HD	0	0	0	0	1,4	0	0	0	0	0	0	0	
FLACOURTIACEAE	<i>Xylosma intermedia</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0	
	<i>Zuelania guidonia</i>	GEN	0	0	0	0	2	0	0	0	1,5	0	0	0	
LAURACEAE	<i>Cinnamomum</i> sp.	GEN	0	3,3	0	4,1	6,8	0	0	0	6,5	0	0	0	
	<i>Nectandra</i> sp.	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	0	0	
	quita percho	D	0	0	0	0	1,9	0	0	0	0	0	0	0	
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima crassifolia</i>	HD	0	0	0	3,5	0	0	0	0	0	0	0	0	
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia argentea</i>	HD	0	0	0	0	1,4	2,4	0	0	4,6	0	0	0	

MELIACEAE	<i>Cedrela odorata</i>	HD	0	0	0	0	1,9	0	0	0	0	0	0	10,3
	<i>Trichilia martiana</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	0	0
	<i>Trichilia pallida</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	6,4	0	6,2	3,5	0
	<i>Trichilia quadrijuga</i>	HD	0	0	0	0	0	0	2,3	0	0	0	2,9	0
MORACEAE	<i>Brosimum alicastrum</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	2,7	8,8	0	17,5	0	0
	<i>Castilla elastica</i>	HD	0	0	0	0	0	0	2,5	0	1,6	0	0	0
	<i>Ficus insipida</i>	HD	0	3,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trophis racemosa</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	1,4	0	0	9	0	0
MYRTACEAE	<i>Psidium guajava</i>	HD	0	0	9,1	0	1,8	0	0	0	3,6	0	0	1,6
OLACACEAE	<i>Heisteria concinna</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	2,2	0
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba belizensis</i>	HD	0	9,2	3,8	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0
RUBIACEAE	<i>Calycophyllum candidissimum</i>	HD	0	0	0	0	3	25,5	2,6	0	0	0	0	24,8
	<i>Coussarea</i> sp.	HD	0	0	0	0	0	0	34,9	7,4	0	19,8	1,9	0
	<i>Faramea occidentalis</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0
	<i>Psychotria grandis</i>	D	0	0	4,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Randia aculeata</i>	D	0	0	0	0	0	0	0	7,3	0	0	0	0
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum setulosum</i>	HD	0	0	0	0	0	1,7	0	5,1	0	0	0	3,7
SABIACEAE	cola de pava	D	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0
SAPINDACEAE	<i>Cupania glabra</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,2
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum cainito</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,9	0
	<i>Manilkara chicle</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,9	0
	<i>Pouteria</i> sp.	GEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,7	0
SIMAROUBACEAE	<i>Simarouba amara</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0
STERCULIACEAE	<i>Guazuma ulmifolia</i>	HD	16,4	19,9	28,7	42,2	33,1	0	4,9	0	39,6	0	0	0
TILIACEAE	<i>Apeiba membranacea</i>	HD	0	0	0	0	0	3,9	1,6	0	0	0	2,7	0
	<i>Luehea seemannii</i>	D	0	0	0	0	2,9	9	1,6	0	8,4	0	1	6,3
ULMACEAE	<i>Ampelocera macrocarpa</i>	GEN	0	0	0	0	0	0	5	6,5	0	4,9	14,8	0
URTICACEAE	<i>Ureia</i> sp.	HE	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0	3,9	0	0
VERBENACEAE	<i>Vitex cooperi</i>	HD	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5	0	0	0

1:HD:heliófita durable;HE:heliófita efímera;INT: intermedia;GEN:generalista;D:desconocido
2:ordenados de acuerdo a edad de abandono, de menor a mayor edad, de izquierda a derecha



las diez primeras especies en relación con el IVI. Aparentemente, este grupo posee características intermedias entre los demás grupos. El grupo tres está definido por los bosques 9, 10 y 12, de 25,7 y 10 años de edad respectivamente y donde la especie asociada es la pionera *Cecropia peltata* (Cecropiaceae). Además, las especies *Calycophyllum candidissimum* y *Luehea seemannii* también están presentes en algunos de estos bosques. Con base en el análisis anterior y considerando las especies características de los bosques, se decidió nombrarlos como: grupo uno, bosque de *Coussarea/Ampelocera/Brosimum*; grupo dos, bosque de *Guazuma/Lonchocarpus* y el grupo tres, bosque de “Especies Mixtas”. La separación de estos tres grupos obedece parcialmente a su distribución en el paisaje ya que la similitud de composición florística coincide con una relativa cercanía entre los bosques dentro de cada uno de los grupos.

La variabilidad florística existente entre los 12 bosques secundarios, y que permite establecer tres distintos grupos, puede estar relacionada a diferentes factores como la edad de los

bosques, el uso anterior y las prácticas de manejo utilizadas en los cultivos agrícolas. Sin embargo, es más probable que estas diferencias se den, simplemente, por diferencias en el proceso de colonización y en las especies que colonizan cada sitio. La matriz juega un papel importante en la composición inicial de los bosques secundarios. Especies como *G. ulmifolia*, *Lonchocarpus* sp. y *Cordia alliodora* están más asociadas a matrices agrícolas en tanto *Coussarea* sp. y *Tetragastris panamensis* están más relacionadas a fragmentos de bosques primarios. Esto podría explicar el hecho de que bosques muestreados en una misma comarca, como el 2, 3 y 4 de 23, 19 y 16 años respectivamente, presentaron una composición florística bastante similar.

Conclusiones

1. Hubo diferencias significativas en la densidad, área basal, riqueza y diversidad entre los 12 bosques secundarios estudiados. Los bosques con mayores edades fueron los de mayor riqueza y diversidad de especies, así como los más productivos en términos de área basal y número de individuos.
2. Las familias y géneros encontrados son típicos de bosques secundarios neotropicales. Las especies heliófitas durables constituyeron el grupo ecológico de mayor importancia, y generalmente un reducido número de especies dominó en cada uno de los bosques.
3. Fue difícil identificar con precisión el origen de las diferencias encontradas entre los bosques. Un mayor número de repeticiones para cada una de las edades hubiera sido deseable para determinar patrones florísticos según la edad de los bosques. 🌳

Chelsia Moraes Ferreira
Máster en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad
 Correo electrónico:
chelsiamoraes@yahoo.com.br

Bryan Finegan
 CATIE
 Correo electrónico: *bfinegan@catie.ac.cr*

Markku Kanninen
 CATIE
 Correo electrónico: *kanninen@catie.ac.cr*

Luis Diego Delgado
 CATIE
 Correo electrónico: *ddelgado@catie.ac.cr*

Milena Segura
 CATIE
 Correo electrónico: *msegura@catie.ac.cr*

Literatura citada

- Aide, TM; Zimmerman, JK; Rosario, M; Marcano, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 28(4):537-548.
- Colwell, RK. 1997. EstimateS Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5 User's Guide and application (On line). Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Curtis, JF; McIntosh, RP. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31:434-450.
- Ferreira, CM. 2001. Almacenamiento de carbono en bosques secundarios en el Municipio de San Carlos, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba, C.R., CATIE/COSUDE. 28 p. (Serie Técnica. Informe Técnico). N°188.
- _____. 1996. Pattern and process in neotropical secondary forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11(3):119-124.
- _____; Delgado, LD. 2000. Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology* 8(4):380-393.
- Grau, HR; Arturi, MF; Brown, AD; Aceñolaza, PG. 1997. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forests. *Forest Ecology and Management* 95:161-171.
- Guariguata, MR; Chazdon, RL; Denslow, JS; Dupuy, JM. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology* 132:107-120.
- Kovach, WL. 1994. Multivariate Statistical Package, Version 2.1. Pentraeth, Wales. Kovach Computing Services.
- Larson, A; Barahona, T. 1999. El papel de los gobiernos municipales en la gestión de los recursos naturales: ¿San Carlos, una oportunidad despreciada? Managua, Nicaragua, Nitlapán-UCA, CIFOR, PROTIERRA-Inifom. 106 p.
- Magurran, AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey, Princeton University Press. 179p.
- Peñas-Claros, M. 2001. Secondary forest succession. Riberalta, Bolivia, PROMAB. 170p. (Scientific Series 3).
- Proyecto Manejo Integrado de los Recursos Hídricos y Desarrollo Sostenible de la Cuenca del Río San Juan y su Zona Costera (PMIRH). 2000. Atlas ambiental San Carlos, Río San Juan. Managua, Nicaragua, OEA; MARENA. s.p.
- Saldarriaga, JG; West, DC; Tharp, ML; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76:938-958.
- SAS Institute. 1999. Guide for personal computers. Versión 8 edition. Cary, NC. 1686p.
- Sevegnani, L; Baptista, LR de M. 1996. Composicao florística de uma floresta secundaria, no ambito da Floresta Atlantica, Maquiné, RS. *Sellowia* 48:47-71.
- Smith, J; Finegan, B; Sabogal, C; Ferreira, M do SG; González, GS; van de Kop, P; Diaz, AB. Secondary forests and integrated resource management in colonist swidden agriculture in Latin America. 24 p.
- Smith, J; Finegan, B; Sabogal, C; Ferreira, MdoSG; Siles González, G; Van de Kop, P; Diaz Barba, A. 2002. Recursos secundario y manejo integrado de recursos en la agricultura migratoria por colonos en Latinoamérica. Turrialba, CATIE. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales no. 29.
- Steining, MK. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16:689-708.
- Universidad Centroamericana (UCA); CATIE; PcaC-UNAG. 2000. Manejo sostenible de bosques secundarios por comunidades rurales en el Río San Juan. Managua, Nicaragua. s.p.
- Werner, P. 1984. Changes in soil properties during tropical wet forest succession in Costa Rica. *Biotropica* 16:43-50.

Herramientas para la planificación del manejo de bosques a escala de paisaje en el sudeste de Nicaragua

El manejo forestal sostenible, que implica el uso y la conservación de los recursos del bosque, debe planificarse a escala de paisaje y en forma integral, considerando los diferentes elementos del paisaje como sistemas relacionados y no como elementos aislados; además, debe incluir los procesos ecológicos y socioeconómicos que se desarrollan en la zona. Para lograrlo, es necesario realizar una zonificación que permita determinar las áreas críticas para el manejo, la protección y la recuperación de los ecosistemas forestales.

Marcelo Perdomo
Glenn Galloway
Bastiaan Louman
Bryan Finegan
Sergio Velázquez

RESUMEN

La creciente necesidad de conservar la biodiversidad, el impacto de la población sobre los bosques y la deforestación en las regiones tropicales han incrementado la complejidad de la planificación del manejo forestal en los últimos años. Los bosques en El Castillo, en el sudeste de Nicaragua, sufren un proceso de fragmentación. Si bien estos bosques pertenecen a la zona de amortiguamiento de la Gran Reserva Indio-Maíz y forman parte del Corredor Biológico Mesoamericano, las unidades de manejo forestal se presentan como entidades aisladas que no se enmarcan dentro de los objetivos de un nivel de planificación superior. Bajo esta situación, este trabajo pretende contribuir a la determinación de algunos aspectos relevantes para la adopción de decisiones del manejo forestal a escala de paisaje. Para elaborarlo, se estableció una clasificación de tipos de bosque, se aplicaron conceptos de la ecología del paisaje como marco para la planificación del manejo y la conservación y se utilizaron Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la manipulación y el análisis de la información. Se estableció una zonificación que incluía áreas para manejo, recuperación y protección de los bosques y se determinaron áreas prioritarias para intervención.

La información generada permitirá pautar la planificación del manejo sostenible en el marco de las estrategias regionales y municipales y aportará nuevos elementos para analizar la viabilidad de los planes de manejo de la zona, favoreciendo el uso adecuado y la conservación del bosque.

Palabras clave: Manejo forestal; fragmentación; paisaje; planificación; Nicaragua.

SUMMARY

Tools for Forest Management Planning on a Landscape Scale in the Nicaraguan Southeast. The growing need to conserve biodiversity, along with the impact population has on forests and deforestation in tropical regions, have increased the complexity of forest management planning in recent years. Forests in El Castillo, in the Nicaraguan southeast, undergo a fragmentation process. Although the forests belong to the Buffer Zone of the Great Indio-Maíz Reserve, as well as to the Mesoamerican Biological Corridor, forest management units are isolated entities, not set within the objectives of a superior management level. This paper attempts to contribute to determining some of the relevant aspects for forest management decision-making on a landscape scale. In order to do so, a forest type classification was established, landscape ecology concepts were applied as a framework for management and conservation planning, and Geographic Information Systems (GIS) were used to handle and analyze data. Zoning was established, including forest management, recovery and protection, and priority areas for intervention. The information thus generated allows setting guidelines for sustainable management planning within the framework regional and municipal strategies, and contributes new elements to analyze the viability of the area's management plans, favoring adequate use and conservation of the forest.

Key words: Forest management; fragmentation; landscape; planning; Nicaragua.

La complejidad del manejo forestal en las regiones tropicales ha aumentado debido a la necesidad de conservar la biodiversidad, el impacto negativo ocasionado por la población sobre los bosques y la deforestación. Esta situación se agrava por la fragmentación de los bosques remanentes, que presentan características diferentes a los bosques continuos y requieren otro tipo de manejo. Los países de la Región, presionados por la comunidad mundial, las ONG y los compradores de madera, han comenzado a implementar mecanismos de certificación para mejorar las prácticas forestales. Además, en los últimos años, se han introducido y manejado conceptos como la fragmentación forestal, la conectividad, el tamaño de las áreas boscosas y la protección de las especies en situación de riesgo (Pierce y Ervin 1999).

En el municipio de El Castillo, localizado al sudeste de Nicaragua, importantes áreas de bosque están siendo degradadas o fragmentadas o están desapareciendo. Si bien estos bosques se encuentran en la zona de amortiguamiento de la Gran Reserva Indio-Maíz e integran el Corredor Biológico Mesoamericano, las unidades de manejo forestal son entidades aisladas, que no están enmarcadas dentro de un nivel de planificación superior.

El manejo forestal sostenible (MFS), que implica el uso y conservación de los recursos del bosque, debe planificarse a escala de paisaje y en forma integral, considerando los diferentes elementos del paisaje como sistemas relacionados y no como elementos aislados (Saunders *et al.* 1991, Farina 1999, Pierce y Ervin 1999); asimismo debe incluir los procesos ecológicos y socioeconómicos que se desarrollan en la zona. Además, como lo plantea Noss (1983), la planificación del uso de los recursos naturales y las estrategias de manejo y conservación a largo plazo deben considerar los patrones del paisaje por sobre los aspectos locales, pues muchos factores y procesos a nivel de paisaje influyen en los niveles inferiores.

Entre los problemas más sobresalientes en el área de estudio están (Larson y Barahona 1999, Siles y Ramos 1999): el cambio de uso de la tierra, la deforestación, el uso no sostenible de los recursos forestales, y los altos niveles de pobreza de la población. El desafío para los planificadores y decisores es detener la deforestación y estimular el manejo sostenible en los bosques productivos, para frenar los procesos de degradación y aumentar su valor ambiental, social y económico. Es prioritario armonizar los diferentes intereses y demandas sobre los recursos forestales, con las limitaciones y restricciones ecológicas de las diferentes áreas y tipos de bosque. Otro desafío consiste en generar mecanismos que permitan integrar el bosque a la economía local y favorecer la diversificación de las actividades productivas de las comunidades. Con este fin, es necesario generar y aplicar criterios objetivos que permitan definir prioridades y tomar decisiones para el manejo y la conservación de los bosques.

Aplicando conceptos de ecología de ecosistemas y de paisaje, este trabajo pretende contribuir a determinar algunos aspectos relevantes para la adopción de decisiones del manejo forestal a escala de paisaje y así apoyar la aplicación de las estrategias regionales y municipales de un manejo forestal sostenible.

Metodología

Descripción del área de estudio

El municipio de El Castillo pertenece al departamento de Río San Juan y está ubicado entre los 11°02' de latitud norte y los 85°28' de longitud oeste. La cabecera municipal es Boca de Sábalos. Tiene un área total de 1.660 km², de los cuales 970 corresponden a la zona de amortiguamiento de la Gran Reserva Indio-Maíz (Figura 1). La precipitación promedio en la zona oscila entre 2.800 y 4.000 mm y la temperatura media es de 25°C (Siles y Ramos 1999). La zona de amortiguamiento de la Reserva cuenta con una importante red hidrográfica: 457 km de ríos y cuatro sub-cuencas. Los terrenos son planos o ligeramente ondulados (Larson y Barahona 1999).

De acuerdo con las normas técnicas y las disposiciones administrativas para el manejo de los recursos naturales, el aprovechamiento de los bosques se realiza mediante la presentación de Planes Generales de Manejo (PGM) y Planes Operativos Anuales (POA), los que son aprobados por el Instituto Nacional Forestal (INAFOR). Las empresas forestales más importantes en cuanto a superficie y volúmenes de aprovechamiento son "Plynic" y "SOSMadera". Además, hay solicitudes de aprovechamiento de áreas pequeñas, realizadas por particulares.

Muestreo

Se realizó un muestreo para caracterizar los bosques de la región según su composición específica. Se utilizó la información disponible sobre suelos (tanto descriptiva como cartográfica) para relacionar la composición de los bosques con las características del suelo. Para determinar el marco muestral se utilizó un mapa de vegetación del municipio realizado en 1997 a partir de imágenes de satélite. El área boscosa se clasificó en tres estratos, según el tipo de suelo: suelos poco profundos, suelos profundos bien drenados y suelos profundos mal drenados.

Para manejar esta información, determinar las áreas con cobertura de bosques, realizar la estratificación y elaborar los mapas de campo, se empleó el programa de Sistemas de Información Geográfica (SIG) Arcview 3.1. Con ese mismo programa, se distribuyeron al azar 45 parcelas de 50 x 50 m dentro de los estratos definidos. Se asignaron 16 parcelas a los estratos 1 y 3 y 13 al estrato 2; las coordenadas de las parcelas se grabaron en un Sistema de Posicionamiento Global.

Las variables registradas fueron especie y dap, en los árboles ≥ 30 cm dap y las palmas ≥ 10 cm dap. Con ayuda de un reconocedor local, se registró el nombre común de la especie; luego se asignaron los nombres científicos. Además, se registró la pendiente, exposición y drenaje de cada parcela, así como datos complementarios sobre regeneración, intervención, incendios, nombre del propietario.

Métodos de análisis

Determinación y caracterización de los tipos de bosque

Se realizaron análisis multivariados para determinar las diferencias entre tipos de bosque según la composición específica. Con los valores del Índice de valor de importancia (IVI) se elaboró una tabla o matriz primaria de las especies para cada una de las parcelas, a partir de la cual se resumieron y ordenaron los datos en un “diagrama de ordenación” que agrupa las parcelas de composición similar utilizando un análisis de ordenación mediante la técnica de correspondencia (DECORANA). Como resultado, se obtuvo un arreglo de parcelas y especies en un espacio de dos dimensiones, en el cual las parcelas y especies similares están próximas y las diferentes, distantes (Gauch 1982, Jongman *et al.* 1995). Por último, se definieron los grupos de parcelas para determinar los tipos de bosque.

Luego se realizó un análisis de conglomerados, transformando la matriz primaria de datos en una matriz de distancias; con esto se generó un dendrograma que agrupa las parcelas de acuerdo con su similitud en composición específica, según la estrategia de variancia mínima (Greig-Smith 1983). Para ambos análisis se utilizó el programa MVSP Plus Ver. 2.1. (Kovach 1994) y solo se incluyeron las 78 especies presentes en dos o más parcelas.

Los grupos (“tipos de bosque”) determinados en los análisis multivariados fueron caracterizados y comparados según los siguientes parámetros: densidad (ind/ha) y área basal (m²/ha) para palmas y árboles independientemente, así como la distribución del número de árboles y del área basal por clase diamétrica.

Análisis del paisaje

Mapeo de los tipos de bosque encontrados. Una vez clasificados según su composición específica, los bosques fueron mapeados con base en el mapa de vegetación¹, para determinar el área con cobertura boscosa. Se utilizó el mapa de tipos de suelos² y, a partir de la relación entre “tipos de bosque”

y características de los suelos, se ubicaron y delimitaron los diferentes tipos de bosque en el mapa. Se utilizó el SIG para combinar estas coberturas y obtener el mapa de “tipos de bosque según composición”.

Descripción del paisaje y caracterización de los fragmentos de bosque. Para describir la estructura del paisaje y la fragmentación de los bosques se utilizaron diferentes índices y medidas. Para cada tipo de bosque se calculó el área total, el tamaño y el número de parches, el número y área de parches por categoría de tamaño, la forma [largo del perímetro/(2π*√(Área del parche)/√π), Forman 1995], el efecto de borde y el área interior. Para caracterizar los niveles de fragmentación y la continuidad de los tipos de bosque se utilizó el índice de continuidad, que considera la relación entre el área y el perímetro de bosque total. Para los cálculos, se emplearon las tablas correspondientes al mapa de “tipos de bosque según composición”.

Los parches se clasificaron por categorías de tamaño: menores a 3 ha, entre 3 y 300 ha y mayores de 300 ha, de acuerdo con su importancia para la conservación (Laurence *et al.* 1997). A las áreas grandes (> 300 ha) se les atribuye un alto valor para la conservación, a las medianas (entre 3 y 300 ha), un valor medio y a las pequeñas, (< 3 ha) un valor bajo. Si bien

se reconoce que estos límites son subjetivos y dependen del tipo de ecosistema considerado, se utilizaron para complementar la caracterización de la estructura del paisaje y como punto de partida para evaluar su relevancia para la conservación.

Para calcular el área de hábitat interior y de borde (por parche y por tipo de bosque), se consideró un borde de 100 m en los parches, donde las condiciones biofísicas y biológicas de los ecosistemas difieren con respecto a las áreas interiores (Laurence *et al.* 1997).

Determinación de unidades ambientales y socioeconómicas

Las “unidades ambientales” determinan las restricciones para el manejo forestal, mientras que las “unidades socioeconómicas” determinan las prioridades para la intervención del manejo, la recuperación o la protección del bosque. La prioridad está dada por la presión sobre el bosque.

Se hizo una revisión, análisis y selección de la información geográfica existente, con el fin de determinar unidades relevantes para definir restricciones y prioridades con respecto al manejo y la conservación de los bosques.

Zonificación para el manejo, la protección y la recuperación de bosques

Se elaboró una zonificación de áreas críticas, con el fin de generar criterios objetivos para promover el manejo, la

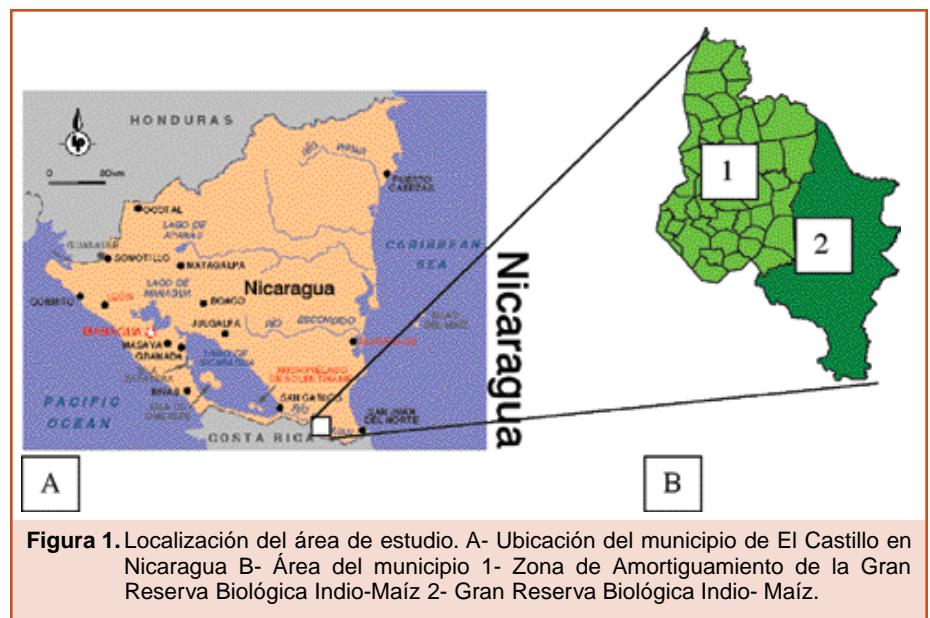


Figura 1. Localización del área de estudio. A- Ubicación del municipio de El Castillo en Nicaragua B- Área del municipio 1- Zona de Amortiguamiento de la Gran Reserva Biológica Indio-Maíz 2- Gran Reserva Biológica Indio-Maíz.

1 Mapa de vegetación del 2000 realizado por la Unidad de SIG del Proyecto Manejo Sostenible (PMS) a partir del análisis de imágenes de satélite.
2 Información basada en un estudio de suelos del municipio de El Castillo, disponible en mapas digitales en la Unidad de SIG del PMS.

conservación y la recuperación de los ecosistemas forestales.

- Se consideran áreas de manejo forestal aquellas áreas de bosques con características apropiadas para el aprovechamiento económico de los recursos forestales. Estos bosques no se presentan en “ambientes frágiles” y sus atributos en el paisaje no son limitantes.
- Las áreas de protección son bosques en “ambientes frágiles” o que presentan atributos para el paisaje que limitan las intervenciones. En ellas es conveniente no intervenir ó realizar actividades de aprovechamiento de impacto reducido con extracción no-mecanizada y bajo condiciones de manejo estrictamente controladas.
- Las áreas de recuperación son aquellas en las cuales, por la condición ambiental o la configuración del paisaje, se recomienda recuperar la cobertura forestal.

Para definir las restricciones ambientales (“ambientes frágiles”) para el manejo y las restricciones debidas a los atributos del paisaje se utilizó un conjunto de elementos desarrollados en los principios, criterios e indicadores de manejo forestal sostenible y en las normas técnicas para el aprovechamiento forestal en Nicaragua (INAFOR 1999), a los que se incorporaron las recomendaciones de la literatura para el manejo y la conservación a escala de paisaje.

Las áreas de manejo fueron definidas como bosques primarios o secundarios en parches de más de 3 ha y a menos de 100 m de distancia entre sí, que se encuentren a más de 200 m de los ríos y en pendientes menores del 30%. Las áreas de protección, como bosques secundarios localizados en áreas circundantes³ a los parches de bosque definidos como áreas de manejo, más todos los bosques primarios o secundarios a menos de 200 m de los ríos o en pendientes superiores al 30%. Y las áreas de recuperación, como áreas sin cobertura forestal localizadas en sitios cercanos a los parches de bosque grandes y que se consideraran especiales para recuperación, más las áreas a menos de 200 m de los ríos o en pendientes superiores al 30%.

que actualmente no presentan bosques primarios o secundarios.

Determinación de áreas prioritarias

La determinación de prioridades para el manejo y la conservación de los bosques se definió en función de la presión de las actividades humanas sobre las áreas de bosques y las zonas próximas. Los criterios considerados fueron: a) priorizar la zona económica 1 (Siles y Ramos 1999), porque limita con la Gran Reserva Indio-Maíz y presenta la mayor cobertura de bosque; b) las áreas que han tenido POAS durante los últimos cinco años y en las que hay patios de madera. Si bien los aprovechamientos forestales no causan deforestación, es frecuente que las áreas que han sido aprovechadas resulten más vulnerables al cambio de uso y a la degradación de los suelos; c) las áreas de carreteras y ríos importantes también representan factores de presión, pues facilitan el acceso a las diferentes áreas de bosque. Se estableció una distancia de 500 m como zona de influencia de los ríos y caminos.

De acuerdo con los criterios planteados, se definieron dos niveles de prioridad. **Prioridad 1:** áreas de la zona económica 1 donde se desarrollan actividades de aprovechamiento forestal y que se encuentran a menos de 500 m de ríos o caminos. **Prioridad 2:** áreas de la zona económica 1 donde se desarrollan actividades de aprovechamiento o bien áreas de influencia de caminos. Es decir, áreas con actividad forestal pero lejos de caminos o zonas de caminos con escasa actividad forestal.

Resultados y discusión

Caracterización general del bosque

En las 45 parcelas instaladas (11,25 ha) se encontraron y midieron un total de 1.366 individuos, de los cuales 918 (67%) son árboles ≥ 30 cm dap y 448 (33%) son palmas ≥ 10 cm dap. El total de individuos evaluados corresponde a 115 especies, identificadas con el nombre científico con un razonable grado de certeza; de ellas, 108 son árboles y siete, palmas. Unas 78 especies se encontraron en dos o más parcelas y se utilizaron para el análisis de la composición.

Mediante el análisis de correspondencia, las parcelas y las especies se representaron sobre dos ejes de coordenadas que reflejan los cambios en las variables “profundidad de los suelos” y “drenaje”, dentro de un gradiente de cambio composicional continuo. Se diferenciaron tres grupos de parcelas y especies asociadas. Se agruparon siete parcelas correspondientes al estrato dos del muestreo (suelos poco profundos), nueve parcelas correspondientes al estrato tres (suelos profundos mal drenados) y siete del estrato uno (suelos profundos bien drenados) (Cuadro 1). Un número importante de parcelas (n=22) no pudo asignarse a ninguno de los grupos definidos, por lo que no aportó información para la caracterización de los tipos de bosque.

El análisis de conglomerados confirmó la agrupación de parcelas resultante del análisis de correspondencia y permitió identificar otro grupo de parcelas como un tipo de bosque diferente. Con base en este análisis, se definieron cuatro tipos de bosque: bosque de *Pentaclethra*, bosque de *Brosimum-Anacardium*, bosque de *Astrocaryum* y bosque de *Dipteryx* (Cuadro 1). Los nombres se asignaron en función del peso ecológico (IVI) de las especies que los componen o que contribuyen más a la diferenciación de los tipos de bosque.

Varias razones permiten justificar la existencia de parcelas de composición intermedia: la existencia de un gran número de factores que provocan variación o heterogeneidad en los bosques tropicales, como la variación en pequeña escala de los factores ambientales y topográficos (micro-relieve), la dinámica de las poblaciones vegetales, los patrones de dispersión y regeneración (mosaicos sucesionales), factores ligados a la historia biogeográfica de la región y a patrones de la fertilidad del suelo, etc.

Comparación de los tipos de bosque

Los tipos de bosque presentan diferencias pequeñas (no significativas, según pruebas de Tukey) en la densidad de árboles > 30 cm. La densidad de palmas > 10 cm solo presentó dife-

³ Son áreas que se determinaron con el objeto de definir unidades más grandes y conectadas de bosque; contienen los parches de bosques de más de 3 ha y a menos de 100 m de distancia e incluyen otro tipo de cobertura vegetal. Para definir las se hizo una digitalización en pantalla con ArcView 3.1.

rencias significativas (prueba de Tukey) en el bosque de *Astrocaryum* debido a la presencia de *Astrocaryum alatum*. El área basal ($m^2 ha^{-1}$), presentó diferencias, pero en ninguno de los casos fue significativa (Cuadro 1).

Los bosques de *Pentaclethra* y *Brosimum-Anacardium* presentaron una curva de J invertida, característica de los bosques primarios, mientras que los otros tipos se apartaron en mayor o menor medida. El bosque de *Astrocaryum* casi no presentó individuos en las clases mayores, mientras que el bosque de *Dipteryx* presentó un número importante debido, fundamentalmente, a la presencia de individuos de la especie *Dipteryx panamensis* (Figura 2).

Aunque la distribución del G por clase diamétrica mostró una diferencia importante entre los tipos de bosque, esta diferencia no fue estadísticamente significativa (prueba de contingencia X^2). Mientras los bosques de *Pentaclethra* y *Brosimum Anacardium* presentaron una distribución de G más o menos uniforme, el bosque de *Astrocaryum* concentró mayores G en las clases diamétricas menores y el de *Dipteryx* en las clases mayores (Figura 3).

Estas diferencias implican diferentes consideraciones desde el punto de vista del manejo forestal. Por ejemplo, el bosque de *Dipteryx* tiene buena parte del área basal concentrada en árboles sobremaduros, los que no aportan volumen aprovechable y compiten con individuos más pequeños que sí tienen potencial. Por lo tanto, las consideraciones para el manejo

deben ser diferentes a las de los bosques de *Pentaclethra*, donde la distribución de G es más uniforme.

De las diez especies con mayor porcentaje de IVI, *Dialium guianense* es la única que se encuentra presente en todos los tipos de bosque; otras son únicas en cada tipo de bosque:

- *Pentaclethra macroloba*, *Dussia macrophyllata*, *Croton smithianus* y *Virola* sp. en el bosque de *Pentaclethra*,
- *Anacardium excelsum*, *Terminalia* sp., *Guarea* sp., *Protium* sp., *Hura crepitans*, *Casearia sylvestris* y *Pouteria* sp., en el bosque de *Brosimum Anacardium*,
- *Astrocaryum alatum*, *Vochysia ferruginea* y *Lacmellea panamensis* en el bosque de *Astrocaryum*
- *Simarouba amara*, *Cespedesia macrophylla* e *Inga* sp. en el bosque de *Dipteryx*.

Todos los tipos de bosque tienen especies comerciales y potencialmente comerciales.

Análisis del paisaje

En el municipio de El Castillo, los bosques secundarios constituyen el 48,5%

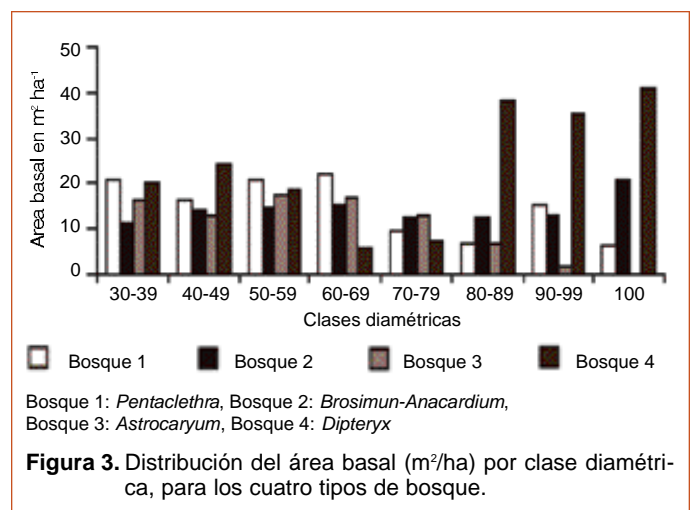
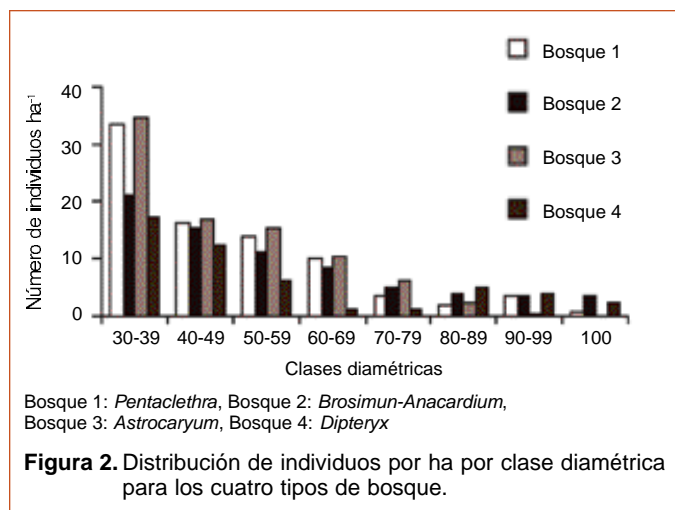
de la superficie de la zona de amortiguamiento de la Gran Reserva Indio-Maíz; son vegetaciones leñosas que se han desarrollado naturalmente sobre tierras abandonadas por la agricultura y se encuentran en diferentes fases de desarrollo. En este estudio, esta categoría también incluye los bosques primarios degradados o ralos; por lo tanto, es una categoría amplia, que incluye vegetación sucesional juvenil, bosque secundario maduro y bosques primarios degradados.

Los bosques primarios le siguen en importancia, con un 28,8% de cobertura. Los pastizales representan el 14,8% del área total, las zonas agrícolas el 4%, y la superficie de palma africana el 2,5%.

El paisaje es fragmentado debido a los patrones de uso de la tierra durante los últimos años. Si bien el bosque primario aún ocupa un área vital, está disminuyendo de acuerdo con los patrones de uso y las tasas de degradación. El tipo de bosque dominante en términos de superficie es el *Pentaclethra*, que constituye el 22,6% del área total y el 79,7% del área de bosque. Los bosques menos represen-

Cuadro 1. Tipos de bosque, suelo, densidad y área basal. Municipio de El Castillo, Río San Juan, Nicaragua (desviación estándar entre paréntesis).

Nombre asignado	Tipos de bosque			
	Bosque 1 <i>Pentaclethra</i>	Bosque 2 <i>Brosimum Anacardium</i>	Bosque 3 <i>Astrocaryum</i>	Bosque 4 <i>Dipteryx</i>
Tipo de suelo	Profundos bien drenados	Poco profundos	Profundos mal drenados	Profundos drenaje intermedio
Densidad árboles (ind/ha)	83 (6,02)	73,71(5,09)	86 (11,11)	53,33 (22,74)
Densidad palmas (ind/ha)	0,67 (1,63)	0,57(1,51)	176 (135,21)	0
Área basal (G) árboles ($m^2 ha^{-1}$)	17,67(4,25)	20,54(4,39)	16,94 (3,85)	15,16 (6,97)
Área basal (G) palmas ($m^2 ha^{-1}$)	0,01(0,02)	0,01(0,02)	2,96 (2,41)	0



tados son el de *Dipteryx* (1,1% del área total) y el de *Astrocaryum* (1,4%), que representan un 3,8% y un 4,8% de la superficie boscosa. El bosque de *Brosimum-Anacardium* representa el 3,3% del área total y el 11,7% de los bosques (Cuadro 2).

La "calidad" de un parche está estrechamente relacionada con su tamaño. En los parches grandes, la producción juvenil equilibra o supera la mortalidad de los individuos de una especie; la reducción del tamaño por fragmentación puede tener efectos importantes sobre la supervivencia de una población (Farina 1999), aunque las características de dispersión y demografía de las especies serán las que determinen su respuesta a la fragmentación. La persistencia de algunas especies en áreas remanentes depende del área de hábitat adecuado que puede mantenerse para permitirle sostener un número suficiente de individuos (Saunders *et al.* 1991) y la conexión genética entre ellos.

Los parches de tamaño mediano (entre 3 y 300 ha) son los más abundantes, pero la mayor superficie la aportan los parches grandes (> 300 ha), en tanto que los pequeños (<3 ha),

aunque abundantes (26% del total), no aportan un área significativa (menos del 1% de la superficie total de bosque) (Figura 4).

La forma de los parches es crucial sólo en áreas relativamente pequeñas. En el área de estudio, las formas de los parches no presentaron diferencias significativas entre los diferentes tipos de bosque. Los valores promedios y medianos calculados son bajos para todos los tipos de bosque. En general, la forma de los fragmentos presentó una relación con el tamaño de los mismos y el índice de forma aumentó con el tamaño de los fragmentos, lo que se debe, sobretodo, a un aumento en irregularidad de los perímetros con el aumento de tamaño.

Todas las áreas de bosque están afectadas por el efecto de borde, lo que reduce considerablemente el área de hábitat interior (Cuadro 3); de las 27.473,7 ha de bosque, unas 5.631,5 (20,5%) corresponden al área de borde.

Para ponderar este aspecto se tuvo en cuenta que cuando los bosques primarios limitan con bosques secundarios, el efecto de borde se reduce al mínimo o desaparece; sólo se incluyó

el cálculo cuando las áreas de bosques primarios limitaban con otro tipo de vegetación.

La fragmentación es uno de los procesos con efectos más severos sobre la pérdida de biodiversidad (Farina 1999). Cuando no hay conexión genética y demográfica entre los fragmentos, estas "subpoblaciones" se comportan como poblaciones aisladas. Por el contrario, cuando los paisajes tienen buena conectividad, se puede asegurar una mayor supervivencia de poblaciones. En este trabajo se utilizó el índice de continuidad de Vogelmann (1995) para ponderar la continuidad de los bosques; este índice dio valores relativamente altos para todos los tipos de bosque (entre 4,64 y 5,40), lo que indica una continuidad aceptable, a pesar del aumento en la fragmentación.

Determinación de las zonas críticas para el manejo, la protección y la recuperación

El manejo de ecosistemas fragmentados tiene dos componentes: el manejo de la dinámica interna de las áreas remanentes y el manejo de las influencias externas en el sistema natural. Para áreas remanentes grandes se debe poner el énfasis en la dinámica interna, incluyendo -por ejemplo- el régimen de disturbio y la dinámica poblacional de organismos claves. Para remanentes pequeños, el manejo debería dirigirse, básicamente, al control de influencias externas (Saunders *et al.* 1991).

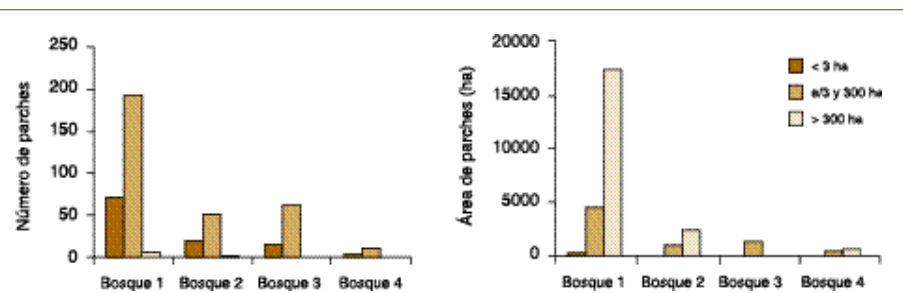
Muchos impactos en áreas remanentes se originan en el paisaje circundante; por lo tanto, se debe considerar el manejo de paisajes integrados. Es difícil mantener remanentes de vegetación nativa si las prácticas de manejo en la matriz circundante siguen teniendo un impacto negativo sobre ella.

Las áreas se clasificaron según su importancia para el manejo, la protección o la recuperación del bosque. Para disminuir la fragmentación y mejorar la conectividad del paisaje, se definieron áreas con parches agrupados de bosques para manejo forestal y un área circundante destinada a recuperación o protección. Se buscó conectar los parches de bosque mediante la

Cuadro 2. Datos e índices descriptivos del paisaje para los cuatro tipos de bosque*.

Estadísticas	Bosque 1	Bosque 2	Bosque 3	Bosque 4
Área (ha)	21912,3	3200,8	1328,1	1032,5
% del área total	22,6	3,3	1,4	1,1
% del área de bosque	79,8	11,7	4,8	3,8
Número de parches	270	76	77	18
Tamaño promedio de parche (ha)	81,2	42,1	17,2	57,4
Desviación estándar	621,9	153,7	28,1	156,3
Tamaño mediano de parche (ha)	6,4	5,9	9,3	5,7
Tamaño máximo de parche (ha)	8667,7	881,7	207,5	663,5
Tamaño mínimo de parche (ha)	1,0	1,0	1,0	2,2

*Bosque 1: *Pentaclethra*, Bosque 2: *Brosimum-Anacardium*, Bosque 3: *Astrocaryum*, Bosque 4: *Dipteryx*



Bosque 1: *Pentaclethra*, Bosque 2: *Brosimum-Anacardium*, Bosque 3: *Astrocaryum*, Bosque 4: *Dipteryx*

Figura 4. Número y área de parches, por tipo de bosque y clase de tamaño.

4 Índice de continuidad = $\ln(\sum A_i / \sum P_i)$ donde A_i es el área de parche "i" y P_i el perímetro de parche "i".

protección de los bosques secundarios y la recuperación de las áreas que tienen otro tipo de vegetación.

Los ecosistemas de poca representatividad relativa, los corredores entre fragmentos boscosos, los bordes de los fragmentos boscosos y los cursos de agua son vitales para definir las áreas de protección y recuperación del bosque. En la zona del estudio, las áreas próximas a los ríos definen estrechos corredores que están muy distribuidos y son importantes para la conectividad. Se considera que la sucesión vegetal es la restauración más barata que hay, por lo tanto, se deberían tener en cuenta las áreas cubiertas por bosques secundarios e incluirlas en los programas de protección y recuperación.

En la zonificación realizada, la superficie más extensa correspondió a manejo forestal; representó aproximadamente el 34% del área de estudio e incluyó bosques primarios y secundarios. Por otro lado, poco más del 24% de la superficie se destinó a protección y cerca de un 21%, a recuperación. El área clasificada totalizó unas 7.695,9 ha, que representan el 79,3% del área de estudio.

Entre las áreas destinadas a manejo forestal, los bosques de *Pentaclethra* dominaron en superficie (49,2%), aunque el área de bosques secundarios también fue importante (38,3%). Los bosques de *Brosimum-Anacardium* (7,1%), *Dipteryx* (2,8%) y *Astrocaryum* (2,6%) representaron una proporción significativamente más baja. Las especies necesarias para el aprovechamiento en los bosques de *Pentaclethra* son: *Tetragastris panamensis*, *Pterocarpus rohrii* y *Virola* sp., más las que se comercializan en Costa Rica: *Pentaclethra macroloba*, *Dialium guianense* y *Dipteryx panamensis*; entre todas representan más del 55% del IVI (11,7% del G).

Con respecto a las áreas de protección, los aspectos de paisaje implican un 57% de la superficie boscosa a proteger, la distancia a los ríos un 42,5% y las pendientes fuertes (>30%), solo representan el 0,5%. Los aspectos del paisaje también son relevantes en cuanto a la superficie destinada a recuperación, con casi un 65,5% de la misma, en tanto que la

distancia a los ríos determina un 32% de las restricciones y las pendientes fuertes, sólo un 2,4%.

Otro aspecto que se tuvo en cuenta para determinar las restricciones de manejo fue la superficie de los distintos tipos de bosque y su representatividad en el paisaje. Los bosques menos representados fueron: *Astrocaryum*, *Dipteryx* y *Brosimum-Anacardium*. Se consideró que los bosques de *Astrocaryum* y *Dipteryx* eran los más comprometidos, porque ocupan menos superficie y se les asigna muy poca área de protección utilizando los tres criterios de conectividad, distancia a ríos y pendiente. Por lo tanto, es importante asignar estos bosques a protección o a una categoría especial de manejo, a fin de garantizar su conservación.

Determinación de áreas prioritarias

Las áreas de **Prioridad 1** totalizaron una superficie de 2.200 ha; un 50,3% de este total corresponde a áreas para manejo forestal, un 27,7% a áreas pa-

ra protección y un 22% a recuperación. Las de **Prioridad 2** suman 9.700 ha, con un 41,9% para manejo, un 34,4% para protección y un 23,6% para recuperación. Estas áreas están bajo fuerte presión y, por lo tanto, deberían manejarse en forma prioritaria (Figura 5).

En cuanto a los tipos de bosque con aptitud para el manejo, sobresale el bosque de *Pentaclethra*; para protección hay áreas importantes tanto de *Pentaclethra* como de bosques secundarios.

Las áreas prioritarias se encuentran entre Las Quesadas y El Diamante (zona conocida como La Pimienta), entre El Padilla y El Diamante y entre Boca de Escalera y Romerito.

Cabe destacar que las áreas definidas como prioritarias no incluyen bosques de *Astrocaryum* y tienen pocos bosques de *Dipteryx*. Ambos bosques tienen baja representatividad y se consideran importantes para la conservación de la biodiversidad en la zona.

Cuadro 3. Borde y hábitat interior, por tipo de bosque.

Estadísticas	Bosque 1	Bosque 2	Bosque 3	Bosque 4	Total
No. parches con hábitat interior	260	78	71	18	427
Área de hábitat interior	17.749,0	2.272,6	943,0	877,6	21.842,2
Área de borde	4.163,3	928,2	385,1	154,9	5.631,5
Área total	21.912,3	3.200,8	1.328,1	1.032,5	27.473,7

Bosque 1: *Pentaclethra*, Bosque 2: *Brosimum-Anacardium*, Bosque 3: *Astrocaryum*, Bosque 4: *Dipteryx*

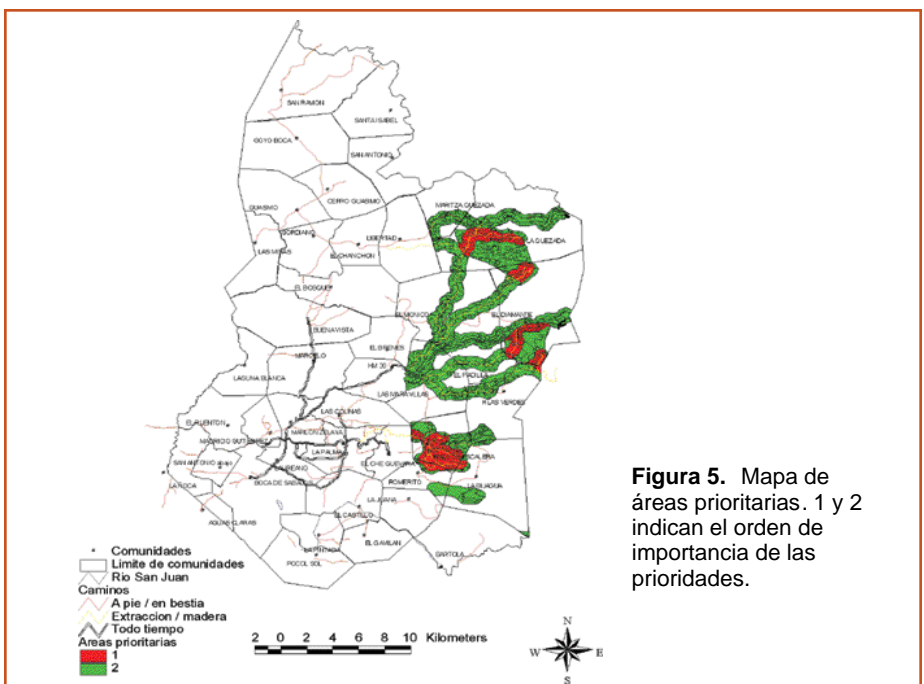


Figura 5. Mapa de áreas prioritarias. 1 y 2 indican el orden de importancia de las prioridades.

Conclusiones y recomendaciones

- Los criterios de pendiente, drenaje, profundidad de suelos y composición florística permitieron identificar y describir cuatro tipos de bosque. Cada uno presenta diferentes condiciones para el manejo forestal en virtud de su composición específica, su estructura y las condiciones ambientales en las que se presenta. Por ejemplo, los bosques de *Astrocaryum* tienen la mayor parte de los árboles concentrados en las clases diamétricas inferiores, mientras que los bosques de *Dipteryx* presentan una concentración de área basal en individuos sobremaduros. El bosque de *Astrocaryum* se establece en suelos mal drenados, lo que constituye una limitante en cuanto a las posibilidades y características del manejo y aprovechamiento.
- La identificación de los tipos de bosque definidos no es aplicable a pequeña escala, porque hay muchas variables, como el micrositio, la dinámica de poblaciones y los aprovechamientos que pueden determinar variaciones importantes. Es posible encontrar sectores de bosque con variación en la importancia de las especies dentro de un área con determinada asociación tipo de bosque - suelo.
- En el área de estudio hay una gran cantidad de parches muy pequeños, que aportan muy poca superficie de bosque, pero pueden resultar significativos desde el punto de vista ecológico. De hecho, no sólo se considera vital mantenerlos, sino que sería interesante incrementar el nú-

mero de árboles en las áreas consideradas "fuera del bosque".

- A pesar del estado de fragmentación en que se encuentran los bosques, hay una continuidad aceptable. Pero si los procesos de fragmentación continúan, podrían llegar a comprometer la supervivencia de las poblaciones arbóreas y de otras especies vegetales y animales. Estos aspectos se consideran relevantes a la hora de escoger criterios para definir áreas con importancia para el manejo, la protección o la recuperación al nivel de paisaje.
- Los tipos de bosque clasificados, la zonificación y la determinación de áreas prioritarias definidas a nivel de paisaje constituyen una nueva información relevante, que puede comenzar a aplicarse en los procesos de planificación y utilizarse como base para la definición de las estrategias de manejo en el municipio de El Castillo.
- La planificación a nivel de paisaje debería complementar la planificación a nivel local (planes de manejo y planes operativos), pues el nivel de paisaje incorpora elementos importantes para el manejo y la conservación de los bosques que escapan a la planificación local (por ejemplo aspectos de conectividad y prioridad) y permite definir objetivos y formular estrategias a gran escala, que luego pueden incorporarse a la planificación local. Los planes de manejo forestal podrían ajustarse a las directrices generadas a un nivel de planificación superior para contribuir a los objetivos estratégi-

cos de la municipalidad o región, además de cumplir con sus objetivos productivos particulares. Por lo tanto, la planificación a nivel de paisaje permite evaluar la viabilidad ecológica de planes de manejo y actividades productivas en el área.

- Como el área de estudio ocupa una porción significativa del Corredor Biológico Mesoamericano, las herramientas aquí propuestas para priorizar actividades de manejo y conservación de sus bosques tienen relevancia regional. Por otra parte, los resultados presentados son insu-
- mos importantes para un eventual desarrollo de un esquema de pagos por compensación de bienes y servicios ambientales y así podrían contribuir a generar ingresos para las comunidades. 🌳

Marcelo Perdomo

Máster en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Correo electrónico:

mperdomo@ceres.agro.unlp.edu.ar

Glenn Galloway, CATIE

Correo electrónico: galloway@catie.ac.cr

Bastiann Louman, CATIE

Correo electrónico: blouman@catie.ac.cr

Bryan Finegan, CATIE

Correo electrónico: bfinegan@catie.ac.cr

Sergio Velázquez, CATIE

Correo electrónico: svelasqu@catie.ac.cr

Literatura citada

- Farina, A. 1999. Principles and methods in landscape ecology. London, Chapman & Hall.
- Forman, R.T. 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge, UK. Cambridge Academic Press.
- Gauch, H. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge, Cambridge University Press. 298 p.
- Greig-Smith, M.A. 1983. Quantitative plant ecology. 3 ed. London, Butterworths Scientific Pub. 198 p.
- INAFOR (Instituto Nacional Forestal). 1999. Normas técnicas y disposiciones administrativas para el aprovechamiento forestal. Managua, Nicaragua (Tercer Borrador).
- Jongman, R.; Ter Braak, C.; Tongeren, O. 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge, Cambridge University Press. 299 p.
- Kovach, W.L. 1994. Multivariate Statistic Package. Ver 2.1. Pentraeth, Wales, Kovach Computing Services.
- Larson, A.; Barahona, T. 1999. El papel de los gobiernos municipales en la gestión de los Recursos Naturales. El Castillo: La colonización y las empresas madereras en una zona de amortiguamiento. Nitlapán-UCA; CIFOR, PROTIERRA-Inifom. 93 p.
- Laurence, W.F.; Bierregaard Jr, R.O.; Gascon, C.; Kidham, R.K.; Smith, A.P.; Lynam, A.J.; Viana, V.M.; Lovejoy, T.E.; Sieving, K.E.; Sites Jr, J.W.; Anderson, M.; Tocher, M.D.; Kramer, E.A.; Rastrepo, C.; Moritz, C. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. In Laurence, W.F.; Bierregaard Jr, R.O. eds. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. London, The University of Chicago Press. 616 p.
- Noss, R. 1983. A regional landscape approach to conserving biodiversity. Bioscience 33:700-706.
- Pierce, A.; Ervin, J. 1999. La certificación independiente de la ordenación forestal y la ecología del paisaje. Unasylva 50 (196).
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J.; Margules, C.H.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation. Conservation Biology 5(1):18-32.
- Siles, G.; Ramos, M. 1999. Estudio socioeconómico básico de productores individuales con tierra en la zona rural del municipio El Castillo. Municipio El Castillo. Proyecto de Manejo Sostenible en la zona de amortiguamiento. 111 p.
- Vogelman, J.E. 1995. Assessment of forest fragmentation in southern New England using remote sensing and Geographical Information System Technology. Conservation Biology 9:439-449.

Comportamiento de las especies y preferencias de los productores

Plantaciones forestales en Costa Rica y Nicaragua

Las plantaciones forestales, tanto de especies exóticas como de especies nativas, se revelan como alternativas productivas viables y del agrado de los productores, aunque ellos manifiestan su preferencia por las especies nativas.

Daniel Piotto
 Florencia Montagnini
 Markku Kanninen
 Luis Ugalde
 Edgar Víquez

RESUMEN

Se estudiaron las plantaciones comerciales en 112 fincas de productores forestales, en el Cantón de Sarapiquí, Costa Rica y el Departamento de Carazo, Nicaragua. Estas incluyen las especies más comunes utilizadas en los programas de reforestación en pequeñas y medianas fincas del trópico húmedo de Costa Rica y trópico seco de Nicaragua. En todas las fincas se realizó un inventario de las plantaciones forestales. Las variables evaluadas fueron supervivencia, dap, altura total, forma y sanidad de los árboles. Se recolectó información referente a los productores mediante la aplicación de encuesta con preguntas dirigidas sobre aspectos socioeconómicos y silviculturales. Se analizan resultados respecto al comportamiento de las plantaciones forestales comerciales y sobre las preferencias de los productores que han adoptado los incentivos a la reforestación. Las especies con el mejor comportamiento en plantaciones comerciales fueron *Gmelina arborea*, *Vochysia guatemalensis*, *Terminalia amazonia* y *Tectona grandis* en el Cantón de Sarapiquí y *Pseudosamanea guachapele*, *Tectona grandis*, *Caesalpinia eriostachys*, *Samanea saman*, *Swietenia macrophylla*, *Tabebuia rosea* y *Cedrela odorata* en el Departamento de Carazo. La mayoría de los productores plantaron especies nativas y manifestaron su preferencia en seguir reforestando con éstas. Los productores estaban dispuestos a continuar reforestando, pues tenían buenas expectativas económicas y ambientales de la plantación forestal. La implementación de programas de incentivos para la reforestación, fueron claves para fomentar la participación de pequeños y medianos productores en el sector forestal.

Palabras claves: Plantación forestal; especies nativas; reforestación; incentivos forestales; productos forestales; Costa Rica; Nicaragua.

SUMMARY

Forest plantations in Costa Rica and Nicaragua: Species performance and farmers preferences. The study took place in commercial plantations in 112 forest production farms in Sarapiquí, Costa Rica, and the Department of Carazo, Nicaragua. These include the species most commonly used in reforestation programs in small and medium farms of the Costa Rican humid tropical forest and the Nicaraguan dry tropical forest. In all farms an inventory of forest plantations was taken. The evaluated variables were tree survival, dap, total height, form and health. Information regarding the producers was gathered through a survey with questions about socioeconomic and silvicultural aspects. The paper analyses the results with relation to the performance of commercial forest plantations and to the preferences of producers who have adopted reforestation incentives. The best performing species in commercial plantations were *Gmelina arborea*, *Vochysia guatemalensis*, *Terminalia amazonia*, and *Tectona grandis*, in Sarapiquí, and *Pseudosamanea guachapele*, *Tectona grandis*, *Caesalpinia eriostachys*, *Samanea saman*, *Swietenia macrophylla*, *Tabebuia rosea*, and *Cedrela odorata* in the Department of Carazo. Most producers planted native species and stated their preference for them to continue reforesting. The producers were willing to keep on reforesting, for they had good economic and environmental expectations of forest plantation. The implementation of incentive programs for reforestation was a key factor in encouraging the participation of small and medium producers in the forest sector.

Key words: Forest plantation; native species; reforestation; forest products; Costa Rica; Nicaragua.

Recientemente ha surgido el interés de algunos productores en Costa Rica y Nicaragua de establecer plantaciones puras y mixtas que incluyen algunos árboles nativos y exóticos de rápido crecimiento y con alto valor comercial. Plantar estas especies se convirtió en una alternativa atractiva para los pequeños y medianos finqueros de estas zonas que adoptaron los incentivos para la reforestación brindados por el gobierno.

En Costa Rica, la legislación forestal contempló incentivos para el establecimiento y manejo de plantaciones forestales, tales como el Fondo de Desarrollo Forestal (FDF) y el Certificado de Abono Forestal (CAF) (Segura *et al.* 1996, Watson *et al.* 1998). Las tierras reforestadas fueron, sobre todo, las pasturas abandonadas y otras áreas despobladas de árboles.

El Centro Agrícola Cantonal de Sarapiquí (CACSA), en Heredia, Costa Rica, es una organización compuesta por campesinos propiciada por el Ministerio de Agricultura y Ganadería de Costa Rica (MAG) y la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR), organizaciones locales que, entre sus líneas de actuación, apoyan a los propietarios en el desarrollo de proyectos de reforestación, desde el establecimiento hasta el manejo y aprovechamiento de las plantaciones. Productores asociados a CACSA fueron beneficiados por el programa de incentivos y comenzaron a establecer plantaciones forestales en 1990.

Cuando CACSA y FUNDECOR iniciaron las acciones de reforestación, no existían viveros forestales comerciales en la Zona Atlántica, por lo que se recurrió a la Organización para Estudios Tropicales (OET), cuya área experimental se encuentra en Sarapiquí, y que había investigado más de 70 especies nativas. De esta manera, se pasó de la fase de investigación a la fase productiva (FUNDECOR 2001). Con algunas de las especies seleccionadas por su buen comportamiento en el campo y su rápido crecimiento, se inició el trabajo de producción de plántulas en viveros establecidos por productores de la zona

y hasta el año 2000 se habían plantado 2.400 ha aproximadamente.

En Nicaragua, con el deterioro del recurso forestal, el cual se ha venido agravando en los últimos años, también se creó la necesidad de expandir los programas de reforestación. En 1997, el Programa Socioambiental y de Desarrollo Forestal (POSAF), financiado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), empezó a promover la reforestación y el desarrollo de sistemas sostenibles de producción en las fincas de la Cuenca del Río Grande de Carazo y en otras regiones de Nicaragua. El POSAF suministra asistencia técnica y financiera para el desarrollo de proyectos forestales y opera a través de organismos co-ejecutores. Con las especies recomendadas por el Servicio Forestal Nacional de Nicaragua (Herrera y Lanuza 1995), se inició el establecimiento de las plantaciones forestales en las fincas de los productores que fueron beneficiados por el proyecto. Hasta el año 2000 se habían plantado 12.000 ha en todo el país.

Dada la creciente implementación de programas de reforestación en zonas rurales de Costa Rica y Nicaragua, la presente investigación pretende documentar el comportamiento de las especies utilizadas, las preferencias de los productores por especies y sistemas de producción, así como identificar las especies más promisorias y evaluar qué aceptación han tenido las plantaciones entre los productores.

Materiales y métodos

Localización del estudio

En Costa Rica el estudio fue realizado en el Cantón de Sarapiquí, ubicado en la provincia de Heredia, que comprende parte de las Llanuras de la Vertiente Atlántica Norte, en tierras donde anteriormente se practicaban la agricultura y ganadería. En esta zona FUNDECOR y CACSA han promovido el desarrollo de sistemas de producción sostenible, incluyendo el establecimiento de plantaciones forestales, a través de asistencia técnica y financiera a los finqueros. La zona está ubicada entre las coordenadas 10°12' y 10°47' Norte y 84°09' y 83°45' Oeste, con una elevación que varía

entre 30 y 200 msnm y una temperatura media anual de 24°C. La precipitación media anual varía entre 3500 y 5000 mm, con ningún o sólo un mes con precipitación menor de 50 mm.

En Nicaragua la investigación se desarrolló en el Departamento de Carazo, específicamente en la cuenca del Río Grande de Carazo, entre los municipios de Santa Teresa, La Paz, La Conquista, Jinotepe y Diriamba. La zona se encuentra ubicada entre las coordenadas 11° 2' y 11° 37' Norte y 86° 20' y 86° 11' Oeste, con una elevación que varía de 0 a 460 msnm y una temperatura media anual de 27°C. La precipitación media anual varía desde los 700 mm hasta 1100 mm, con cinco meses al año cuya precipitación es menor a 50 mm.

En esta cuenca, el POSAF ha suministrado asistencia técnica y financiera a los productores para promover el desarrollo de sistemas de producción en las fincas, incluyendo el establecimiento de plantaciones forestales, sistemas agroforestales y silvopastoriles.

Metodología

La investigación consistió en un estudio silvicultural y socioeconómico, tendiente a determinar el comportamiento de las especies utilizadas en la reforestación, los factores que han prevalecido en el establecimiento de plantaciones forestales, el grado de conocimiento que poseen los pequeños finqueros y obtener informaciones sobre sus preferencias silviculturales.

En Sarapiquí la población base del estudio fueron 123 productores asociados a CACSA y FUNDECOR que establecieron plantaciones forestales con los incentivos del gobierno entre los años de 1990 y 1995. En Carazo la población consistió de 202 productores beneficiarios del POSAF que establecieron plantaciones forestales entre 1997 y 1998 con los incentivos del proyecto. Para cada población fue utilizado un muestreo aleatorio simple, donde se seleccionaron 35% de los individuos, a saber 42 y 70 productores en Costa Rica y Nicaragua, respectivamente.

La recolección de la información se realizó mediante aplicación de encuesta con preguntas dirigidas sobre los aspectos socioeconómicos y silvi-

culturales. En todas las fincas donde se aplicó la encuesta fue realizado un inventario de la plantación, con parcelas temporales de medición conformadas por 15 árboles (5 x 3) para plantaciones puras y por 30 árboles (6 x 5) para plantaciones mixtas, seleccionadas sistemáticamente. Para la ubicación de la esquina de la primer parcela se utilizó un procedimiento aleatorio y la siguiente parcela fue ubicada a 50 metros de distancia a partir de la parcela inicial.

En cada una de las parcelas se realizó la medición del dap (diámetro a 1.3 m de altura), altura total, sanidad y forma de los árboles, área de la parcela, pendiente y espaciamiento. Para cuantificar el crecimiento y la productividad de las especies se utilizó el Incremento Medio Anual del dap (IMADAP), Incremento Medio Anual de la altura total (IMAALT), Incremento Medio Anual en volumen (IMAVOL), características de forma y sobrevivencia. Para el cálculo del IMAVOL se utilizó un factor de forma de 0,5 sugerido por Newbould (1967). Todos los árboles fueron clasificados en tres clases de forma (ejes rectos, poco sinuosos y muy sinuosos) y además se anotó la presencia de bifurcación a una altura inferior a cuatro metros.

Para el análisis de la información de la encuesta con preguntas dirigidas, se calculó la distribución de frecuencias de todas las variables, porcentajes para el total de la muestra y las estadísticas descriptivas.

Resultados

Características y comportamiento de las plantaciones

En el Cantón de Sarapiquí, Costa Rica, las plantaciones estudiadas fueron establecidas entre el año 1990 y 1995. El tamaño promedio de las plantaciones fue de 3,7 ha por propiedad. Normalmente consisten de sistemas puros, con diferentes especies nativas y exóticas en cada finca, que conforman un mosaico de especies en bloques puros. Cada bloque tiene en promedio 1,2 ha y los productores utilizan en promedio 3 especies en sus plantaciones.

En total se utilizaron 17 especies en la reforestación, 14 nativas y 3 exóticas. Las especies más utilizadas de manera generalizada fueron *Dipteryx*

panamensis, *Calophyllum brasiliense*, *Hieronyma alchorneoides*, *Virola koschnyi*, *Cordia alliodora*, *Terminalia amazonia*, *Tectona grandis*, *Gmelina arborea*, *Vochysia guatemalensis*, *Vochysia ferruginea* y *Stryphnodendron microstachyum*. Según la preferencia de los productores, las especies con mejores crecimientos son *C. alliodora*, *G. arborea*, *T. amazonia*, *T. grandis*, *V. guatemalensis* y *V. koschnyi*.

tó el valor más bajo de sobrevivencia con 59,5%.

La mayoría de las especies utilizadas mostraron un buen potencial productivo en plantaciones comerciales, principalmente *V. guatemalensis*, *G. arborea*, *T. grandis* y *T. amazonia* (Cuadro 2).

V. koschnyi, y *V. guatemalensis* presentaron la mayor proporción de ejes rectos y muy baja proporción de árbo-



Foto: Daniel Plotto.

Plantación mixta con especies nativas en el trópico seco de Nicaragua.

Fueron identificadas, para todas las especies, plantaciones establecidas con tres espaciamientos distintos, 3 x 3 m, 3,5 x 3,5 m y 4 x 4 m. El número de árboles por hectárea, variable dependiente del espaciamiento inicial, que representa la densidad actual de los rodales, mostró una baja variación.

La sobrevivencia de las especies refleja el porcentaje de árboles remanentes en la plantación, después de actividades de resiembra, prácticas de manejo como el raleo y de procesos naturales que promueven la mortalidad, y proporciona información sobre la intensidad de los raleos realizados (Cuadro 1). La especie con mayor sobrevivencia fue *C. brasiliense*, con un 87,1% de los árboles inicialmente sembrados, seguida de *V. guatemalensis* con un 75,1%. *G. arborea* presen-

tes bifurcados. En general todas las especies presentaron buena forma y bajos porcentajes de bifurcación, con excepción de *H. alchorneoides* y *T. grandis* que presentaron calidades de fuste inferiores y altos porcentajes de bifurcación. *G. arborea* también presentó una calidad de fuste inferior al compararla con las especies nativas, a pesar de ser la especie de mejor crecimiento (Cuadro 3).

En la cuenca del Río Grande de Carazo, Nicaragua las plantaciones estudiadas fueron establecidas entre 1997 y 1998. El tamaño promedio de las plantaciones fue de 1,8 ha por propiedad y consisten de diferentes sistemas de producción, a saber, bloques puros de especies maderables o energéticas, y bloques mixtos con diferentes especies maderables y energéticas

Cuadro 1. Sobrevivencia y número de árboles por hectárea en plantaciones forestales establecidas por productores en el Cantón de Sarapiquí, Heredia, Costa Rica, con edades entre 6 y 11 años.

Especie	Sobrevivencia (%)	Número de árboles/ha ¹
<i>Calophyllum brasiliense</i>	87,1	840
<i>Vochysia guatemalensis</i>	75,1	647
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	72,4	634
<i>Virola koschnyi</i>	72,4	681
<i>Cordia alliodora</i>	71,9	693
<i>Terminalia amazonia</i>	69,0	597
<i>Tectona grandis</i>	68,0	689
<i>Dipteryx panamensis</i>	66,6	654
<i>Gmelina arborea</i>	59,5	653

Cuadro 2. Incremento medio anual en diámetro (IMADAP), incremento medio anual en altura (IMAALT) e incremento medio anual en volumen (IMAVOL) de las 9 especies forestales más utilizadas por productores en el Cantón de Sarapiquí, Heredia, Costa Rica, con edades entre 6 y 11 años.

Especie	IMADAP (cm año ⁻¹)	IMAALT (m año ⁻¹)	IMAVOL (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)
<i>Gmelina arborea</i>	2,90(0,13)	2,24(0,11)	31,49(3,84)
<i>Vochysia guatemalensis</i>	2,59(0,08)	1,90(0,07)	23,51(3,48)
<i>Terminalia amazonia</i>	2,36(0,07)	1,97(0,08)	17,66(1,91)
<i>Tectona grandis</i>	2,36(0,15)	1,88(0,11)	21,39(3,42)
<i>Cordia alliodora</i>	2,09(0,10)	1,68(0,09)	15,67(1,70)
<i>Virola koschnyi</i>	1,95(0,09)	1,41(0,10)	11,47(2,05)
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	1,85(0,07)	1,71(0,07)	10,21(1,64)
<i>Dipteryx panamensis</i>	1,73(0,13)	1,94(0,13)	7,90(1,17)
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1,48(0,04)	1,29(0,05)	5,95(0,84)

Promedios seguidos del error estándar.

Cuadro 3. Forma de los árboles en plantaciones forestales establecidas por productores en el Cantón de Sarapiquí, Heredia, Costa Rica, con edades entre 6 y 11 años.

Especie	Ejes rectos (%)	Poco sinuosos (%)	Muy sinuosos (%)	Árboles bifurcados (%)
<i>Virola koschnyi</i>	100,0	0,0	0,0	0,0
<i>Vochysia guatemalensis</i>	96,8	2,6	0,6	1,3
<i>Terminalia amazonia</i>	96,6	3,4	0,0	7,6
<i>Calophyllum brasiliense</i>	95,1	4,9	0,0	4,4
<i>Dipteryx panamensis</i>	89,2	10,1	0,7	5,8
<i>Gmelina arborea</i>	86,2	12,2	1,6	0,8
<i>Cordia alliodora</i>	86,0	12,0	2,0	4,0
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	84,0	15,3	0,7	14,7
<i>Tectona grandis</i>	78,9	17,6	3,5	8,5

en diferentes arreglos. Los productores utilizan en promedio cinco especies en sus plantaciones.

En total se utilizaron 22 especies en la reforestación, 17 nativas y 5 exóticas. Las especies más utilizadas de manera generalizada fueron *Azadirachta indica*, *Bombacopsis quinata*, *Cordia alliodora*, *Caesalpinia eriostachys*, *Cedrela odorata*, *Eucalyptus* spp., *Gliricidia sepium*, *Leucaena leucocephala*, *Swietenia macrophylla*, *Samanea saman*, *Tectona grandis* y *Tabebuia rosea*.

Según la preferencia de los productores, las especies con mejores crecimientos son *A. indica*, *C. eriostachys*, *Eucalyptus* spp., *G. sepium*, *L. leucocephala*, y *T. grandis*.

Fueron identificadas plantaciones establecidas en 21 espaciamientos distintos, que varían desde 2 x 2 m hasta 8 x 8 m, aunque la mayoría de las plantaciones fueron establecidas con espaciamientos entre 3 x 3 m y 6 x 6 m. El número de árboles por hectárea mostró una alta variación, por los diferentes espaciamientos utilizados.

La especie con mayor sobrevivencia fue *T. grandis* que presentó 100% de los árboles inicialmente plantados, aunque solamente una plantación fue muestreada. *S. macrophylla* y las plantaciones mixtas mostraron una buena sobrevivencia. *C. odorata* y *B. quinata* fueron las especies con el valor más bajo de sobrevivencia (Cuadro 4).

De las especies utilizadas, solo *T. grandis* y *S. macrophylla* mostraron un buen potencial productivo. *B. quinata* fue la especie con el más bajo crecimiento y aparentemente tiene problemas silviculturales en la zona (Cuadro 5).

El crecimiento promedio de las plantaciones mixtas fue relativamente bajo. Sin embargo, dentro de la mezcla algunas especies han tenido un buen crecimiento, como *P. guachapele*, *C. eriostachys*, *S. saman*, *S. amara*, *C. odorata* y *S. macrophylla* (Cuadro 6).

Las especies *T. rosea* y *T. grandis* presentaron la mayor proporción de ejes rectos y una baja proporción de árboles bifurcados (Cuadro 7). *C. odorata* y *S. macrophylla* mostraron una buena forma, aunque han sido encontrados muchos árboles bifurcados.

En general las especies presentaron fustes de baja calidad con altos porcentajes de bifurcación, debido principalmente al intenso ataque de plagas y la falta de actividades de manejo, como la poda.

Descripción de los productores

En muchas de las fincas, el propietario y sus hijos son los únicos trabajadores y se practica principalmente la agricultura y en menor proporción la ganadería.

La mayoría de los finqueros prefieren utilizar especies nativas en la reforestación y en menor proporción algunos prefieren exóticas, tales como *Eucalyptus* spp., *T. grandis* y *G. arborea*, *A. indica*, *Acacia* spp. y *L. leucocephala*.

Los productores que prefieren especies nativas tenían cultivos y charrales en el terreno donde establecieron la plantación, no tienen otras fincas, presentan menor nivel de educación y prefieren plantaciones mixtas. En cambio, los que prefieren exóticas tienen mayor nivel de educación, poseen otras fincas, tenían principalmente pasturas en el

terreno donde se estableció la reforestación y prefieren plantaciones puras.

El sistema puro de plantación es el más aceptado por los productores. Sin embargo, muchos productores han establecido y aún prefieren plantaciones mixtas por diferentes motivos, tales como la disminución del ataque de plagas, y principalmente por poder sacar diferentes productos de la plantación en diferentes períodos. En Nicaragua son comunes las plantaciones donde se asocian especies maderables y energéticas, que son manejadas para satisfacer las necesidades domésticas.

En Costa Rica la gran mayoría de los finqueros utilizan prácticas silviculturales en las plantaciones. Eso se debe a que ellos han tenido frecuente contacto con extensionistas, que en muchos casos han apoyado en las prácticas silviculturales. En Nicaragua el manejo de las plantaciones consiste en actividades de replante y limpia. La fertilización no es una práctica común y menos de la mitad de los productores aplica la poda.

La mayoría de los productores probablemente van a continuar reforestando. Sin embargo, solo lo harán si reciben apoyo económico, pues no tienen recursos propios.

El objetivo principal de los productores es tener un beneficio económico a través del aprovechamiento de la madera y leña producida en los raleos y en la cosecha final. Sin embargo, algunos productores han reforestado por otros motivos, que pueden agruparse como de carácter ambiental. Los productores que sembraron por razones económicas tienen como meta aprovechar la madera de la plantación y cuentan con un menor nivel de educación, los que sembraron por razones ambientales pretenden dejar parte de la reforestación como reserva y cuentan con un mayor nivel de educación.

Aún con los incentivos y facilidades para el establecimiento de plantaciones forestales, algunos productores no se han interesado por la reforestación por el largo tiempo de espera para lograr algún beneficio financiero y algunos productores prefieren otras actividades de uso de la tierra, como la ganadería y agricultura.

Discusión

Características y aspiraciones de los productores

Estudios anteriores (Diaz 1995, Korhonen 2000) indican que la mayoría de los productores de Costa Rica han visto la reforestación como una alter-

nativa para incorporar las áreas marginales de la finca al proceso productivo, buscando satisfacer objetivos ambientales y/o económicos.

En este estudio se encontró que el objetivo principal de la plantación para los productores fue brindar beneficios económicos y productos forestales para la finca. Sin embargo, en muchos estudios anteriormente realizados en Costa Rica el objetivo ambiental ha prevalecido (Martínez *et al.* 1994, Current 1995, Díaz 1995, Schelhas *et al.* 1997, Thacher *et al.* 1997), aunque las diferentes metodologías utilizadas dificultan una comparación de los resultados. En realidad, el objetivo de la plantación está íntimamente asociado a la situación económica del productor y su nivel educacional. Cuando los productores son pobres, plantan árboles para satisfacer necesidades económicas y domésticas. Current y Scherr (1995) refuerzan esa hipótesis al afirmar que el objetivo económico es la principal razón del establecimiento de plantaciones forestales en Centroamérica, donde predominan altos niveles de pobreza, principalmente en el medio rural (Kaimowitz 1996).

Los productores tienen la perspectiva de que el gobierno establezca una política forestal que posibilite la pla-

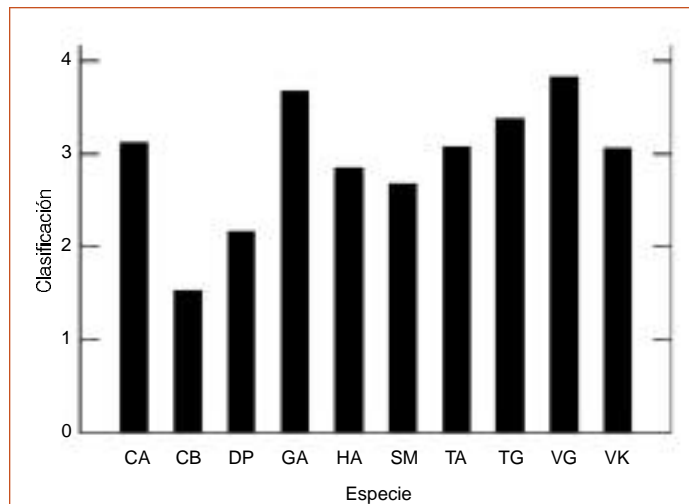


Figura 1. Promedio de la calificación dada por el productor para el crecimiento de las especies más utilizadas en la reforestación en el Cantón de Sarapiquí, Heredia, Costa Rica (1=malo; 2=regular; 3=bueno; 4=excelente).

- | | |
|------------------------------------|--|
| CA: <i>Cordia alliodora</i> | CB: <i>Calophyllum brasiliense</i> |
| DP: <i>Dipteryx panamensis</i> | GA: <i>Gmelina arborea</i> |
| HA: <i>Hieronyma alchornooides</i> | SM: <i>Stryphnodendron microstachyum</i> |
| TA: <i>Terminalia amazonia</i> | TG: <i>Tectona grandis</i> |
| VG: <i>Vochysia guatemalensis</i> | VK: <i>Virolo koschnyi</i> |

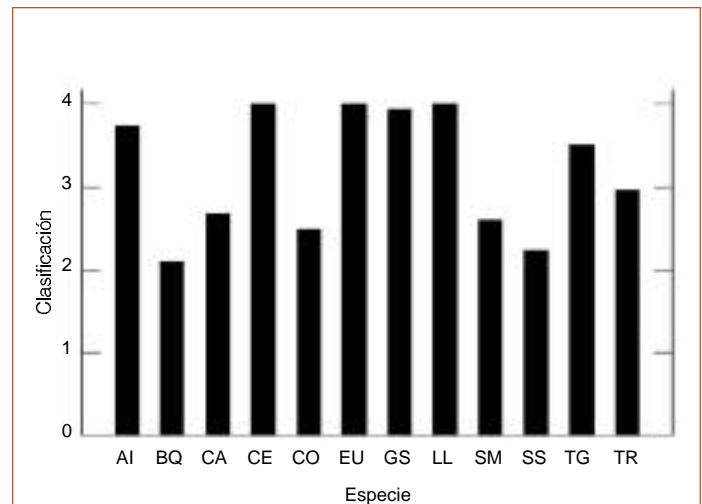


Figura 2. Promedio de la calificación dada por el productor para el crecimiento de las especies más utilizadas en la reforestación en el Departamento de Carazo, Nicaragua (1=malo; 2=regular; 3=bueno; 4=excelente).

- | | | |
|------------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|
| AI: <i>Azadirachta indica</i> | BQ: <i>Bombacopsis quinata</i> | CA: <i>Cordia alliodora</i> |
| CE: <i>Caesalpinia eriostachys</i> | CO: <i>Cedrela odorata</i> | EU: <i>Eucalyptus</i> spp. |
| SM: <i>Swietenia macrophylla</i> | SS: <i>Samanea saman</i> | LL: <i>Leucaena leucocephala</i> |
| | TG: <i>Tectona grandis</i> | TR: <i>Tabebuia rosea</i> |

Cuadro 4. Mortalidad y número de árboles por hectárea en plantaciones establecidas por productores de la Cuenca del Río Grande de Carazo, Nicaragua, con edades entre 3 y 4 años.

Especie (número de plantaciones muestreadas)	Sobrevivencia (%)	Número de árboles/ha
<i>Tectona grandis</i> (1)	100,0	1706
<i>Swietenia macrophylla</i> (8)	72,0(7,1)	696(140,9)
<i>Cordia alliodora</i> (1)	73,0	136
<i>Samanea saman</i> (1)	80,0	728
<i>Cedrela odorata</i> (3)	54,3(16,7)	347(168,9)
<i>Bombacopsis quinata</i> (2)	41,5(11,5)	777(604,0)
Mixtas (50)	67,6(3,29)	718(79,5)

Promedios seguidos del error estándar.

Cuadro 5. Crecimiento y productividad de plantaciones forestales establecidas por productores de la Cuenca del Río Grande de Carazo, Nicaragua, con edades entre 3 y 4 años.

Especie (número de plantaciones muestreadas)	IMADAP (cm/año)	IMAALT (m/año)	IMAVOL (m ³ /ha/año)
<i>Tectona grandis</i> (1)	1,42	1,36	2,87
<i>Swietenia macrophylla</i> (8)	0,95(0,08)	0,67(0,06)	0,21(0,04)
<i>Samanea saman</i> (1)	0,83	0,44	0,19
<i>Cedrela odorata</i> (3)	0,83(0,25)	0,60(0,16)	0,15(0,13)
<i>Cordia alliodora</i> (1)	0,61	0,52	0,02
<i>Bombacopsis quinata</i> (2)	0,28(0,28)	0,33(0,07)	0,07(0,07)
Mixtas (50)	0,80(0,05)	0,63(0,03)	0,30(0,09)

Promedios seguidos del error estándar.

Cuadro 6. Crecimiento y productividad de plantaciones forestales mixtas establecidas por productores de la Cuenca del Río Grande de Carazo, Nicaragua, con edades entre 3 y 4 años.

Especie (número de parcelas en que se encontró la especies)	IMADAP (cm año ⁻¹)	IMAALT (m año ⁻¹)	IMAVOL (m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹)	Arb/ha
<i>Pseudosamanea guachapele</i> (2)	1.23(0.08)	0.77(0.04)	0.02(0.01)	40(30.0)
<i>Caesalpinia eriostachys</i> (2)	1.09(0.10)	0.88(0.01)	0.03(0.01)	55(28.0)
<i>Samanea saman</i> (7)	1.01(0.20)	0.57(0.09)	0.07(0.04)	107(47.9)
<i>Simarouba amara</i> (3)	0.98(0.02)	0.52(0.19)	0.05(0.05)	122(66.8)
<i>Cedrela odorata</i> (28)	0.95(0.10)	0.65(0.06)	0.25(0.15)	290(55.2)
<i>Swietenia macrophylla</i> (41)	0.92(0.07)	0.70(0.06)	0.09(0.03)	236(32.0)
<i>Tabebuia rosea</i> (34)	0.84(0.06)	0.65(0.04)	0.08(0.02)	225(34.0)
<i>Tectona grandis</i> (4)	0.82(0.15)	0.75(0.20)	0.15(0.06)	357(63.0)
<i>Cordia alliodora</i> (8)	0.69(0.13)	0.58(0.10)	0.02(0.01)	102(21.9)
<i>Bombacopsis quinata</i> (25)	0.63(0.10)	0.42(0.04)	0.06(0.02)	275(51.8)
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (2)	0.36(0.19)	0.62(0.04)	0.00(0.00)	16(1.5)

Promedios seguidos del error estándar.

nificación a largo plazo, asegure el respaldo financiero para que las plantaciones completen el ciclo productivo, y agilice los procedimientos para la distribución de incentivos, ya que muchas experiencias han demostrado que proyectos de desarrollo fundados y mantenidos por incentivos, no son sostenibles después que el soporte financiero termina (Roche 1997).

Los productores están dispuestos a continuar reforestando sus fincas, la actividad forestal está bastante diseminada y los productores ya perciben

muchos bienes y servicios proporcionados por los bosques. Sin embargo, en las fincas prevalece una baja inversión de capital (Segura 2000), lo que limita el establecimiento de plantaciones forestales con recursos propios, por el largo tiempo de rotación y alto riesgo asociado al cultivo forestal. Debido a eso, el fortalecimiento de los programas y proyectos de reforestación a nivel de pequeños y medianos productores es una necesidad para satisfacer objetivos sociales, económicos y ambientales.

¿Qué tipo de árboles tiene el productor interés de plantar?

Aunque la utilización de especies exóticas en el trópico predomina mundialmente, tanto en plantaciones industriales como en aquellas para el desarrollo rural (Evans 1999), la mayoría de los productores estudiados utilizaron especies nativas en la reforestación, tanto en el trópico seco como en el trópico húmedo. En ambos países quedó clara esta preferencia por especies nativas.

Sin embargo, en las últimas décadas la inversión e investigación en mejoramiento genético de árboles en los países tropicales siempre estuvo confinada a unas pocas especies exóticas (Evans 1992). Así fue en Costa Rica (DGF 1987), y en Nicaragua la prioridad fueron los géneros *Eucalyptus* y *Pinus* (Ampié y Ravensbeck 1995), mientras para las especies nativas el plan siempre fue la conservación genética. Similarmente, la investigación en plantaciones forestales en Costa Rica y Nicaragua siempre dio un gran énfasis a especies exóticas (Martínez 1981). La promoción de especies de uso múltiple por el proyecto MADELEÑA, desarrollado por el CATIE, fue la puerta de entrada de las especies exóticas en las fincas de pequeños productores centroamericanos. Es curioso que hoy, dos décadas después de este proceso, todavía el productor aparentemente no desea sembrar especies exóticas, aunque ya las conoce bastante.

Aunque los productores de Nicaragua y Costa Rica consideraron que las especies exóticas tienen un buen crecimiento, y los resultados de los inventarios realizados muestran que muchas de las especies introducidas están bien adaptadas a la zona, las plantaciones con especies exóticas son cada vez menos comunes en las propiedades rurales, la mayoría de los productores han plantado especies nativas y han manifestado su preferencia en seguir reforestando con éstas. Se evidencia que la percepción del productor sobre las especies adecuadas para reforestar es diferente a la percepción de las instituciones. La falta de conocimiento de las condiciones de vida, la situación socioeconómica

mica y la cultura de los productores ha provocado el fracaso de muchos proyectos de desarrollo forestal en los países centroamericanos (Nygren 1993).

Se asume que los productores desean plantar árboles que suplan las necesidades domésticas de leña y madera y que también brinden ingresos extras (Shepherd 1997). Sin embargo, la actividad forestal compite dentro de la finca con otros cultivos, y consecuentemente la decisión de cuáles y cuántas especies plantar depende mucho de la situación particular de cada productor y parece difícil inferir un patrón o “paquete de especies” que satisfaga todas las necesidades del productor.

Comportamiento de las plantaciones forestales establecidas por los pequeños productores

La alta proporción de especies nativas en la zona se debe a la preferencia de los productores en las mismas, por el alto valor de su madera, por incrementar el valor de conservación de la plantación y por ser especies culturalmente más aceptables para la comunidad local (Keenan *et al.* 1999). Además con la creciente disminución de los recursos forestales ha incrementado el interés en plantaciones forestales con especies nativas.

Las plantaciones forestales establecidas por los productores del Cantón de Sarapiquí, en el trópico húmedo de Costa Rica, presentaron un alto crecimiento, buena forma, baja incidencia de plagas y alta productividad. Sin embargo, las plantaciones del Departamento de Carazo, en el trópico seco de Nicaragua, mostraron bajos incrementos, mala forma, alta incidencia de plagas y una baja productividad. Estos resultados coinciden con Centeno (1994) según quien solamente el 22% de las plantaciones establecidas en Nicaragua presentaban un buen estado silvicultural y la gran mayoría (75%) estaban en un estado regular. El mismo autor atribuyó esta situación a la falta de una estrategia de planificación técnica y de un manejo adecuado. Lo anterior es aparente cuando observamos que los productores utilizaron más de 20 espaciamientos de siembra distintos.

Cuadro 7. Forma de los árboles en plantaciones forestales establecidas por productores de la Cuenca del Río Grande de Carazo, Nicaragua, con edades entre 3 y 4 años.

Especie (número de árboles muestreados)	Ejes rectos (%)	Poco sinuosos (%)	Muy sinuosos (%)	Árboles bifurcados (%)
<i>Cordia alliodora</i> (73)	33	56	11	40
<i>Pseudosamanea guachapele</i> (6)	0	50	50	67
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (2)	50	50	0	0
<i>Swietenia macrophylla</i> (515)	75	17	8	16
<i>Cedrela odorata</i> (296)	50	30	20	21
<i>Samanea saman</i> (66)	11	59	30	48
<i>Bombacopsis quinata</i> (248)	73	4	23	2
<i>Tabebuia rosea</i> (249)	91	5	4	9
<i>Simarouba amara</i> (6)	17	50	33	50
<i>Caesalpinia eriostachys</i> (6)	50	50	0	33
<i>Tectona grandis</i> (59)	93	7	0	2

Cuadro 8. Características de los grupos de productores definidos en el análisis multivariado.

Grupo	N° de productores en Nicaragua	N° de productores en Costa Rica	Área de la finca	Moradores	N° de especies utilizadas	Área plantada
1	51	7	13,84 a	5,02 ab	4,74 a	1,53 b
2	4	12	44,66 ab	2,94 b	3,81 ab	3,33 a
3	7	10	63,35 a	3,65 b	4,12 ab	4,26 a
4	8	13	41,79 ab	6,62 a	3,33 b	3,23 a

Promedios en la misma columna seguidos por la misma letra no presentan diferencias significativas ($p < 0,05$).

La mayoría de las plantaciones son mezclas de especies sin un arreglo específico, donde las plantas no están distribuidas sistemáticamente en el campo.

La composición de especies de una plantación es la clave principal de su éxito, en términos de productividad, rendimiento y rentabilidad (Wadsworth 1997). En Carazo existe una gran variedad de plantaciones mixtas, cuya condición heterogénea tornó bastante complicadas las operaciones de manejo. Aparentemente, esa es una de las causas que incide en el desarrollo actual de los árboles, que contrasta con el objetivo principal de las plantaciones, de producción de madera, por lo que teóricamente necesitaban más manejo y ordenamiento a largo plazo (Wadsworth 1997).

La selección de especies inadecuadas ha promovido el fracaso de muchas plantaciones forestales. En el trópico seco pocas especies han sido probadas y domesticadas para la reforestación, la selección de especies continúa siendo arbitraria, probablemente influenciada por la experiencia y tradición de los productores. Por otra parte, en el trópico húmedo el proceso re-

ciente de reforestación es producto de investigaciones promovidas por proyectos de cooperación internacional, que han investigado muchas especies y pueden recomendar las mejores para reforestar. Esto parece haber redundado en el actual buen estado de las plantaciones estudiadas.


Conclusiones

Los resultados de la presente investigación muestran que los productores están dispuestos a continuar reforestando, pues tienen buenas expectativas económicas y ambientales de la plantación forestal. Sin embargo, la mayoría de ellos no pueden financiar el costo de la reforestación y la manutención del programa de incentivos es clave para garantizar la presencia de los pequeños productores en el sector forestal.

La presencia del extensionista en el campo ha sido importante en la difusión de la información acerca de prácticas silviculturales necesarias para mantener las plantaciones. Sin embargo, todavía existe la necesidad de una asistencia oportuna al productor, para aumentar el rendimiento y la calidad de madera producida.

El caso de Sarapiquí, Costa Rica, donde las especies recomendadas a los productores ya habían sido estudiadas y se conocía su comportamiento en diferentes sistemas de producción, representa la manera más correcta de promover la reforestación, pues se reduce la posibilidad de que el productor tenga pérdidas económicas, aumenta la productividad neta de la reforestación y estimula la replicación de la actividad por otros finqueros.

Las frecuentes sequías en el trópico seco de Nicaragua han dificultado el pleno desarrollo de las plantaciones en la cuenca del Río Grande de Carazo. La mayoría de las especies nativas utilizadas en esta zona tuvieron bajos crecimientos en comparación con el trópico húmedo, pero no son muy diferentes a los datos de plantaciones forestales comerciales de las mismas especies en el trópico seco de Costa Rica.

Con una mejor planificación en las etapas de establecimiento de la plantación, principalmente en los aspectos de selección de las especies y espaciado inicial, se puede lograr mayores rendimientos y productos de mejor calidad. Urgen investigaciones para aumentar nuestro conocimiento sobre la ecología de las plantaciones forestales y sobre técnicas silviculturales apropiadas para un gran rango de especies tropicales, minimizando así los riesgos de inversión de los pequeños productores que utilizan tales especies. 

Agradecemos el apoyo de la Organización de los Estados Americanos (OEA) y al FINNIDA por el aporte financiero para el desarrollo de la investigación. También agradecemos la valiosa colaboración del Centro Agrícola Cantonal de Sarapiquí (CACSA), Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR), Programa Socioambiental y de Desarrollo Forestal (POSAF) y todos los productores involucrados en la investigación.

Daniel Piotto

Máster en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Correo electrónico: piotto@hotmail.com

Florencia Montagnini

Correo electrónico: florencia.montagnini@yale.edu

Markku Kanninen

CATIE

Correo electrónico: kanninen@catie.ac.cr

Luis Ugalde

CATIE

Correo electrónico: lugalde@catie.ac.cr

Edgar Viquez

CATIE

Correo electrónico: eviquez@catie.ac.cr

Literatura citada

- Ampié, E; Ravensbeck, L. 1995. Estrategia para la mejora de árboles y la conservación de recursos genéticos forestales en Nicaragua. FAO. Recursos Genéticos Forestales 22:29-32.
- Centeno, M. 1994. Las plantaciones forestales en Nicaragua. Silvoenergía 58.
- Current, D. 1995. Economic and institutional analysis of projects promoting on-farm tree planting in Costa Rica. World Bank Environment Paper 14:45-70.
- Current, D.; Scherr, S. 1995. Farmer costs and benefits from agroforestry and farm forestry projects in Central America and Caribbean: implications for policy. Agroforestry Systems 30:87-103.
- Díaz, YV. 1995. Socioeconomía y silvicultura del establecimiento de plantaciones forestales en fincas pequeñas del Cantón de Pérez Zeledón, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 94 p.
- DGF (Dirección General Forestal). 1987. Boletín estadístico n° 2. San José, Costa Rica. 5 p.
- Evans, J. 1992. Plantation forestry in the tropics. 2 ed. Oxford, Clarendon Press. 403 p.
- Evans, J. 1999. Planted forests of the wet and dry tropics: their variety, nature, and significance. New Forests 17:25-36.
- FUNDECOR. 2001. Programas y su impacto: reforestación (En línea). Consultado 28 mayo 2001. Disponible en <http://www.fundecor.or.cr/logros/programas/reforestacion.shtml>
- Herrera, Z.; Lanuza, B. 1995. Especies para reforestación en Nicaragua. Managua, Nicaragua. Servicio Forestal Nacional, MARENA. 185 p.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and deforestation. Central America in the 1980s and 1990s: a policy perspective. Jakarta, Indonesia. CIFOR. 88 p.
- Keenan, RJ; Lamb, D; Parrotta, J; Kikkawa, J. 1999. Ecosystem management in tropical timber plantations: satisfying economic, conservation, and social objectives. Journal of Sustainable Forestry 9 (1/2):117-134.
- Korhonen, K. 2000. The silvicultural state of planted forests in Southern Costa Rica as affected by farmers' motivation for reforestation: evaluation of forest incentive programs. Tesis Mag. Sc. Finlandia, University of Helsinki. 71 p.
- Martínez, HA; Sage, LF; Borge, C; Picado, W. 1994. Evaluación técnica externa del Programa de Desarrollo Forestal. DGF-DECAFOR. San José, Costa Rica. Secretaría Técnica de Apoyo. Fondo de Desarrollo Forestal. 120 p.
- Martínez, H.H. 1981. Evaluación de ensayos de especies forestales en Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 172 p.
- Newbould, P.J. 1967. Methods for estimating the primary production of forest. Oxford, UK, Blackwell Scientific. 62 p. (IBP Handbook no. 2).
- Nygren, A. 1993. El bosque y la naturaleza en la percepción del campesino costarricense: un estudio de caso. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 103 p. (Serie Técnica. Informe técnico n.203)
- Roche, L. 1997. Official development aid policies and sustainable utilization of forest resources in developing countries. Commonwealth Forestry Review 76(2):91-97.
- Schelhas, J.; Jantzi, T; Kleppner, C; O'Connor, K; Thacher, T. 1997. Costa Rica: meeting farmers needs through forest stewardship. Journal of Forestry 95(2):33-38.
- Segura, O.; Miranda, M.; Mejías, R. 1996. Planificación e inversión en el sector forestal en Costa Rica. Heredia, Costa Rica, Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas. 32 p.
- Segura, O. 2000. Sustainable systems of innovation: the forest sector in Central America. Aalborg, Denmark, Department of Business Studies, (SUDESCA Research Papers n° 24).
- Shepherd, G. 1997. Trees on the farm and people in the forest: social science perspectives in tropical forestry. Commonwealth Forestry Review 76(1): 47-52.
- Thacher, T; Lee, DR; Schelhas, JW. 1997. Farmer participation in reforestation incentive programs in Costa Rica. Agroforestry Systems 35:269-289.
- Wadsworth, FH. 1997. Forest Production for Tropical America. United States Department of Agriculture Forest Service. Agriculture Handbook 710. 563 p.
- Watson, V; Cervantes, S; Castro, C; Mora, L.; Solís, M; Porrás, IT; Cornejo, B. 1998. Abriendo espacio para una mejor actividad forestal. Estudio de Costa Rica. San José, Costa Rica, Centro Científico Tropical e Institute for Environment and Development. 114 p.

Desarrollo de un método de micropropagación aplicable a genotipos selectos de *Cedrela odorata* L.

Optimización de la fase de multiplicación

La mayoría de los árboles forestales no han sido objeto de programas de domesticación, por lo cual son organismos prácticamente silvestres, que exhiben una gran variabilidad genética. Además, sus características propias, por ejemplo, sus largos periodos de vida y gran tamaño, hace más difícil el mejoramiento genético, en comparación con los cultivos agrícolas. Es aquí donde la micropropagación juega un papel importante, al permitir la propagación masiva y rápida de árboles élite.

Julián Pérez
Francisco Mesén
Luko Hilje
María E. Aguilar

RESUMEN

El objetivo de la investigación fue contribuir con el desarrollo de una metodología de micropropagación aplicable a genotipos selectos de *Cedrela odorata*. Los explantes de nudo cotiledonar, obtenidos de semilla germinada *in vitro*, se establecieron en medio MS al 50% suplementado con 2,2 μM de 2-iP para iniciación de brotes axilares. Para evaluar el efecto de citocininas en la multiplicación, los brotes obtenidos se subcultivaron en el mismo medio, suplementado con 2,2, 6,5, 13,3 o 20 μM de BAP, kinetina o 2-iP. Los explantes sobrevivieron en todos los tratamientos de citocininas. El número máximo de brotes se obtuvo con BAP a 2,2 y 6,5 μM . Estos tratamientos también fueron estadísticamente superiores en cuanto a días a brotación, porcentaje de brotación y altura de brotes obtenidos. Las altas concentraciones de todas las citocininas produjeron callo en la base de los explantes.

Palabras clave: *Cedrela odorata*; micropropagación; genotipos; brotación; tallo

SUMMARY

Development of a method for the micropropagation of selected genotypes of *Cedrela odorata* L. I. Optimization of the multiplication phase. The objective of this is research was to contribute with the development of a methodology for the micropropagation of selected genotypes of cedar (*C. odorata*). Cedar seeds were sown *in vitro* and the seedlings were used as source of explants. Nodal cotyledonar explants were established on half strength MS medium supplemented with 2-iP (2,2 μM) for axillary shoot initiation. To evaluate the effects of cytokinins on shoot multiplications, the shoots obtained were sub-cultured in the same medium added with BAP, Kinetin or 2-iP at 2,2, 6,5, 13,3 or 20 μM . Explants survived at all these treatments. BAP at 2,2 or 6,5 μM produced the highest number of shoots. These treatments were also statistically higher in terms of days to shooting, shooting percentage and shoot height. High concentrations of all cytokinins induced the formation of callus in the base of the explants.

Key words: *Cedrela odorata*; micropropagation; genotype; shooting; stem.

El cedro (*Cedrela odorata* L.) es una de las especies de la familia Meliaceae citada entre las más valiosas del mundo; sin embargo, debido a las talas selectivas y la falta de tecnologías para su reproducción, ha sufrido una sobreexplotación no compensada con programas de repoblación. Sus poblaciones naturales se reducen rápidamente (Albert *et al.* 1995) y es cada vez más difícil localizar árboles con diámetros de valor comercial (Alvarez 1999).

Por otro lado, existe el problema que a nivel continental presenta esta especie con el barrenador de las meliáceas, *Hypsipyla grandella* (Lepidoptera: Pyralidae), el cual ha impedido el establecimiento de plantaciones extensas a escala comercial (Newton *et al.* 1993). Afortunadamente aún es posible encontrar una gran variabilidad genética de la especie (Navarro y Vásquez 1986), la cual es muy útil en programas de mejoramiento genético, así como en ensayos de propagación vegetativa utilizando técnicas de cultivo de tejidos, en busca de nuevas posibilidades para resolver los problemas planteados.

En meliáceas se están realizando algunos estudios en poblaciones naturales para caracterizar diversidad genética (Patiño 1997). Particularmente, dentro del proyecto de “Mejoramiento genético de meliáceas” en el CATIE, se están evaluando 380 procedencias de *Cedrela odorata* de las cuales se han identificado algunas por su buen desarrollo y por presentar diferentes grados de tolerancia a *Hypsiphylia grandella*, a un año de su establecimiento en campo (Navarro 2000, com. pers.). La germinación *in vitro* de este material, así como su posterior micropropagación y aclimatación de las plántulas obtenidas, es importante para conocer el comportamiento de esta especie en cultivo *in vitro* y apoyar la multiplicación de genotipos superiores en programas de mejoramiento genético. Por lo anterior, el objetivo de la presente investigación fue contribuir con el desarrollo de un método de micropropagación de cedro (*C. odorata* L.), mediante la optimización de la fase de multiplicación.

Materiales y métodos

La investigación se realizó en el Laboratorio de Cultivo de Tejidos, del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), en Turrialba, Costa Rica, de enero a noviembre del 2001.

Fuente de explantes. Para obtener plántulas como fuente primaria de explantes (microestacas) se utilizó semilla de *C. odorata* correspondiente a los mejores genotipos del ensayo de procedencias del proyecto “Mejoramiento genético de meliáceas”, así como semilla procedente de Pococí, Costa Rica, suministrada por el Banco de Semilla Forestal del CATIE.

Se utilizaron las recomendaciones de Valverde *et al.* (1998) para la desinfección de *C. odorata*, y las de Orellana (1997) para la germinación *in vitro*.

Fase de iniciación. Se tomaron explantes de nudo cotiledonar de 3 cm de longitud de plántulas de 45 a 60 días de edad y se colocaron verticalmente en el medio de cultivo MS (Murashige y Skoog 1962), suplementado con 3% de sacarosa y 2,46 μM de 2-iP (6- γ , γ -dimethylamino purina) pa-

ra promover la brotación de las yemas cotiledonares. El medio se gelificó con agar al 0,7% después de ajustar el pH a 5,7. De este medio se agregaron 25 ml en frascos “Gerber” de 50 x 90 mm cerrados con tapas plásticas “Magenta” y se esterilizó en autoclave a 121°C por 20 minutos.

Fase de multiplicación. Para determinar la capacidad de producción de brotes de esta especie, se utilizaron brotes obtenidos de la fase de iniciación y se evaluó la respuesta individual de BAP (Bencilaminopurina), kinetina y 2-iP (2,2, 6,5, 13,3, 20 μM), bajo un diseño completamente al azar con arreglo simple de tratamientos, nueve repeticiones y un frasco “Gerber” con tres microestacas como unidad experimental.

Análisis estadístico. A cada una de las variables, tiempo a brotación en días (TB), porcentaje de supervivencia y de brotación (PS, PB), número promedio de brotes por explante (NB) y altura de brotes en cm (AB), se le realizó un análisis de varianza y prueba de Duncan ($\alpha=0,05$), utilizando el procedimiento GLM (SAS 1999), previa transformación de los datos mediante las fórmulas $\arcsin \sqrt{p}$ o $\sqrt{p+0,5}$.

Resultados

Obtención de explantes a partir de semilla germinada *in vitro*. Aunque no fue un objetivo de la investigación, pero dado que se utilizó semilla de colecciones recientes, así como semilla con 4-24 meses de recolectada, se pudo observar que no hubo diferencia entre éstas con respecto al porcentaje de germinación, pero sí con relación al porcentaje de contaminación (25% en semilla de recolección reciente y 10% en semilla con cuatro o más meses de almacenada). Además, hubo diferencias en cuanto al vigor de plántula, siendo la semilla “nueva” la que produjo plántulas más vigorosas y en menor tiempo. En la germinación *in vitro* de semilla de las procedencias Mex 1-29, Mex 1-46, Mex 1-74, el porcentaje de contaminación varió entre 20-46%. Además, en la procedencia Mex 1-46 se observó un 5% de plántulas albinas (Figura 1) lo cual, aunado a las contaminadas (43%),

disminuyó considerablemente la disponibilidad de material para cultivar posteriormente *in vitro*.

Fase de multiplicación. El comportamiento de los explantes a las diferentes citocininas y concentraciones se evaluó en tres ensayos previos (datos no reportados), los cuales permitieron observar diferencias significativas en PB, NB y en AB. Las mejores concentraciones para favorecer éstas variables fueron 2,2 y 6,5 μM de BAP, mientras que las concentraciones de 20 μM de BAP, 6,5 μM de kinetina y 13,3 o 20 μM de 2-iP tuvieron un efecto mínimo y por el contrario, desarrollaron callo en la base de los explantes. Esto afectó en general la multiplicación de los explantes, debido a que antecedió a la formación de raíces, indeseables en esta fase (Figura 2).

Al igual que en los ensayos previos, hubo diferencias significativas entre los tratamientos para todas las variables evaluadas (Cuadro 1), pero no entre las concentraciones de BAP cuando esta citocinina se evaluó de manera independiente (Cuadro 2).

Días a brotación. El promedio de DB fue de 14,5 días. Los mejores tratamientos fueron 2,2 μM de el 2-iP, 6,5 de la kinetina y 13,3 μM de la BAP los cuales mostraron diferencia significativa con las bajas concentraciones de la BAP, donde el tiempo requerido fue de 30 días.

Porcentaje de supervivencia. El promedio de supervivencia fue de 70,8% y se obtuvo hasta un 100% con 2,2 μM de kinetina y 13,3 μM de 2-iP, pero estos tratamientos solo mostraron diferencia significativa con 13,3 μM de BAP, 6,5 de kinetina y 2,2 μM de 2-iP, donde la supervivencia observada fue de 33,3%. Al evaluar solo los tratamientos con BAP, la mejor concentración fue 2,2 μM .

Porcentaje de brotación. El mayor porcentaje de brotación (60,8%), se obtuvo con 6,5 μM de BAP, el cual no mostró diferencia significativa con 2,2 μM de BAP y 2,2 μM de kinetina (33% y 33,2%, respectivamente), pero sí con todas las demás concentra-

ciones de estas citocininas y de 2-iP. El PB más bajo (5,5%) se obtuvo con 2,2 μ M de 2-iP (Figura 3 a). Al repetir el experimento sólo con las concentraciones de la BAP, los mejores tratamientos fueron 2,2 μ M y 13,3 μ M con un 100 y 93% de brotación, respectivamente.

Número promedio de brotes por explante. Con respecto a esta variable, la BAP superó a la kinetina y ésta a la 2-iP. No hubo diferencias significativas entre 2,2, 6,5 o 20 μ M de BAP con 2,2 μ M de kinetina y 6,5 y 13,3 μ M de 2-iP, pero sí entre 2,2 μ M de BAP (NB = 1,0) con los demás tratamientos (Figura 3 b).



Figura 1. Plántulas albinas que disminuyeron la disponibilidad de material vegetal como fuente de explantes.

Cuadro 1. Efecto de diferentes citocininas en la fase de multiplicación de explantes nodales de cedro.

Tratamiento	μ M	Días brotación	Porcentaje de		No.de brotes por explante	Altura de brotes (cm)
			supervivencia	brotación		
BAP						
1	2,2	29,26 a	77,7 ab	33,0 ab	0,44 ab	1,0 a
2	6,5	29,20 a	94,3 a	60,8 a	1,00 a	0,7 ab
3	13,3	5,80 b	33,3 b	11,0 b	0,11 b	0,2 b
4	20,0	11,7 ab	83,3 a	16,5 b	0,49 ab	0,5 ab
Kinetina						
5	2,2	17,5 ab	100 a	33,2 ab	0,77 ab	0,3 b
6	6,5	5,8 b	33,3 b	11,0 b	0,16 b	0,2 b
7	13,3	17,5 ab	83,3 a	16,5 b	0,33 b	0,5 ab
8	20,0	11,7 ab	66,7 ab	11,0 b	0,16 b	0,3 b
2-iP						
9	2,2	5,8 b	33,3 b	5,5 b	0,05 b	0,2 b
10	6,5	11,7 ab	61,0 ab	22,2 b	0,50 ab	0,3 b
11	13,3	17,5 ab	100 a	27,5 b	0,38 ab	0,5 ab
12	20,0	11,7 ab	83,3 a	11,0 b	0,22 b	0,3 b

Valores seguidos por la misma letra, en la misma columna, no son estadísticamente diferentes (Duncan 0,05).

Cuadro 2. Efecto de la benzilaminopurina (BAP) en la brotación de explantes nodales de cedro.

Tratamiento	μ M	Porcentaje de		No.de brotes por explante	Altura de brotes (cm)
		supervivencia	brotación		
1	2,2	100 a	100 a	4,06 a	0,7 a
2	6,5	93,2 a	79,8 a	3,06 a	0,7 a
3	13,3	93,2 a	93,2 a	3,93 a	0,5 a
4	20,0	93,2 a	86,4 a	2,53 a	0,4 a

Valores seguidos por la misma letra, en la misma columna, no son estadísticamente diferentes (Duncan 0,05).

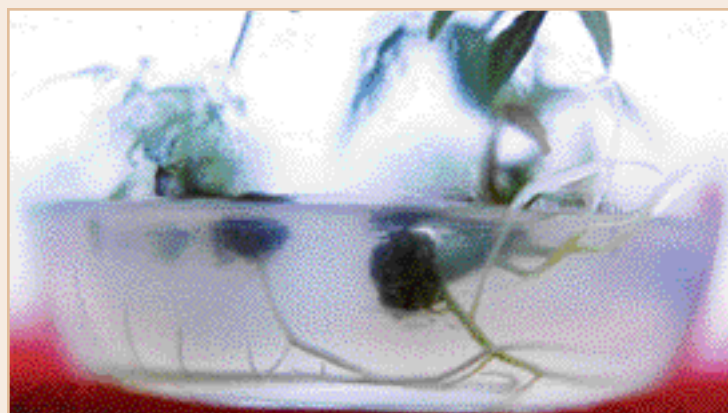


Figura 2. Producción de callo y raíz, observado en altas concentraciones de citocinina.

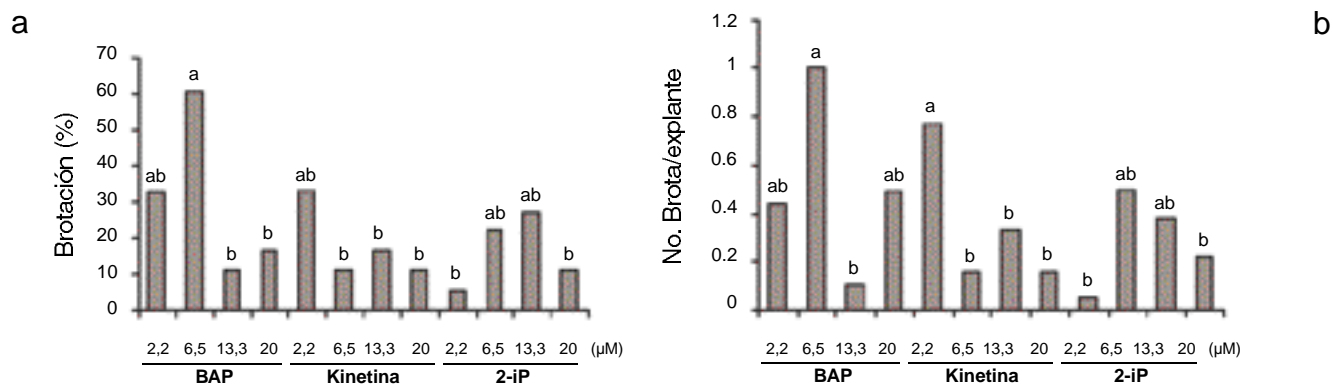


Figura 3. Efecto de diferentes citocininas sobre el porcentaje de brotación (a) y el número promedio de brotes (b) en explantes nodales de cedro.

No obstante que el número de brotes obtenido con el mejor tratamiento (2,2 µM BAP), fue mínimo (1), al evaluar solo los tratamientos de BAP se obtuvieron de 2,5 a 4 brotes por explante, siendo nuevamente 2,2 µM la mejor concentración observada.

Altura de brote. La altura del brote fue similar en presencia de kinetina y 2-iP, pero se observó un mayor efecto con BAP. Los brotes más largos (1 cm), se obtuvieron con la concentración de 2,2 µM de BAP, la cual mostró diferencia significativa con 13,3 µM de BAP y con las concentraciones de 2,2 µM y 6,5 µM de kinetina y 2-iP. Los brotes más pequeños (0,16 cm) se observaron en los explantes expuestos a 2,2 µM de 2-iP. Al repetir el experimento sólo con los tratamientos de BAP, nuevamente se observó una mayor altura del brote con 2,2 y 6,5 µM.

Discusión

En el presente estudio, la contaminación inicial por hongos y bacterias de las semillas influyó negativamente durante la germinación *in vitro* y también en la supervivencia posterior de explantes, tal y como observaron Berrios *et al.* (1991) en la micropropagación de diferentes especies de poró (*Erythrina* spp.). Esto se puede atribuir a la asociación de las semillas de especies forestales tropicales con muchos microorganismos, que de manera natural ayudan a los procesos de ger-

minación, pero que representan un factor limitante para los trabajos *in vitro* (Castro, 2001).


La supervivencia más baja (33%) se registró en los tratamientos de citocininas, (BAP 13,3 µM, Kinetina 6,5 y 2-iP 2,2 µM), que aunque aceleraron la brotación, fueron estadísticamente inferiores con las bajas concentraciones de BAP (2,2 y 6,5 µM), en cuanto al porcentaje de brotación, número de brotes y altura del brote obtenidos, como se observó previamente en los ensayos. Esta baja supervivencia puede deberse al número y longitud reducidos de los brotes, lo cual favorece una mayor susceptibilidad de los mismos, tanto a microorganismos contaminantes como a los nutrimentos y reguladores del desarrollo empleados en el medio de cultivo (Jaroensanti y Panijpan 1981).

Las bajas concentraciones de la BAP fueron más eficaces para promover la brotación de los explantes nodales de cedro y pueden señalarse como potencialmente útiles para la micropropagación de *C. odorata*, al igual que se han señalado para *Eucalyptus globulus* (Bennett *et al.* 1994), *Alnus acuminata* (Badilla *et al.* 1992) y *Croton sublyratus* (Shibata *et al.* 1996) entre otras especies. No obstante, los brotes obtenidos fueron muy pequeños y dificultaron su separación posterior para pasar a desarrollo (Trujillo *et al.* 1994, Orellana 1997). Por otro lado, la presencia de callo en la base de los explantes, más frecuen-

temente observada a altas concentraciones de citocinina, corresponde con lo observado por Puddephat *et al.* (1997) en *Quercus robur* y puede atribuirse a que dichas concentraciones superan un límite aceptable por el explante provocando este desorden fisiológico; otra causa podría ser la alta intensidad metabólica de los explantes, por ser tejidos jóvenes, que les confiere mayor potencial morfogénico y con ello mayor facilidad para emitir estructuras como brotes nuevos y raíces, o en su defecto callo (Bonga 1982).

Aunque el genotipo influye en la respuesta de los cultivos *in vitro* (Bonga y Von Aderkas 1992) y específicamente, diferentes especies de plantas muestran significativa variabilidad en absorción y metabolismo de la BAP, añadida al medio de cultivo (Blakesley y Constantine 1992), los resultados obtenidos señalan que *C. odorata* tuvo un comportamiento similar a *Cedrela tonduzii*, al producir un mejor desarrollo de brotes a la misma concentración de BAP (2,2 µM) (Guevara *et al.* 1992), aspecto que coincide con lo encontrado por Lineberger (2000) al mencionar que especies diferentes de un mismo género pueden responder igual a una misma citocinina.

Conclusiones

La benzilaminopurina (BAP) a niveles de 2,2 y 6,5 μM fue la mejor citocinina para favorecer la brotación de explantes nodales de *C. odorata*. Sin embargo, el tamaño de los brotes obtenidos no garantiza el éxito para pasar a la fase posterior del cultivo *in vitro* (desarrollo), por su difícil manejo y la mayor susceptibilidad a la manipulación. Por lo anterior, sería recomendable realizar un subcultivo en un medio con carbón activado para remover residuos de citocinina utilizada en multiplicación (Biondi *et al.* 1984), para favorecer el alargamiento de los brotes obtenidos. 

La presente investigación fue realizada gracias al apoyo financiero del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (México). El primer autor también agradece todo el apoyo recibido, por parte del personal del laboratorio de biotecnología del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).

Julián Pérez
 Máster en Agricultura Ecológica
 Tel.(506)556 5016, Fax 556 0914
 Correo electrónico: pere0873@uidaho.edu
 julperez@catie.ac.cr

Francisco Mesén
 Correo electrónico: fmesen@catie.ac.cr

Luko Hilje
 Correo electrónico: lhilje@catie.ac.cr

María E. Aguilar
 Correo electrónico: aguilarm@catie.ac.cr

Literatura citada

Albert, PD; López, AA; Rodríguez, TM; Duarte, RM. 1995. Recursos fitogenéticos forestales. I. Familia Meliaceae. *Fontqueria* 42:329-351.

Alvarez, M. 1999. Caracterización de frutos y semillas de *Cedrela odorata* L., *Tabebuia rosea*, *Alnus acuminata* y *Cupressus lusitanica*. In Simposio sobre avances en la producción de semillas forestales en América Latina (2, 1999, Santo Domingo, República Dominicana). Memorias. Coordinador Rodolfo Salazar. Turrialba, Costa Rica. p. 145-150.

Badilla, MMV; Hidalgo, DN; Guevara, BE; Murillo, GO. 1992. Cultivo *in vitro* de plántulas de jaul (*Alnus acuminata*). *Tecnología en Marcha* 11(3):3-9.

Bennett, IJ; McComb, JA; Tonkin, CM; McDavid, DAJ. 1994. Alternating cytokinins in multiplication media stimulates *in vitro* shoot growth and rooting of *Eucalyptus globules* Labill. *Annals of Botany* 74:53-58.

Berrios, A; Sandoval, FJ; Müller, LE. 1991. Propagación clonal *in vitro* de diferentes especies de poró. *Turrialba*. 41(4):607-614.

Biondi, S; Canciani, L; Bagni, N. 1984. Uptake and translocation of benzyladenine by elm shoots cultured *in vitro*. *Canadian Journal of Botany* 62:2385-2390.

Blakesley, D; Constantine, D. 1992. Uptake and metabolism of 6-benzyladenine in shoot cultures of a range of species. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture* 28:183-186.

Bonga, JM. 1982. Vegetative propagation in relation to juvenility, maturity and rejuvenation. In Bonga, JM; Durzan, DJ eds. *Tissue culture in forestry*. Dordrecht, Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers. p. 387-412.

_____; Von Aderkas, P. 1992. *in vitro* culture of trees. Netherlands, Kluwer Academic Publishers. 236 p. (*Forestry Sciences* No. 38).

Castro, D. 2001. Micropropagación de *Cedrela odorata* L. (Correo electrónico). Universidad de Colombia, CO.

Guevara, BE; Hidalgo, DN; Murillo, GO. 1992. Cultivo *in vitro* de cedro dulce (*Cedrela tonduzii*). *Tecnología en Marcha* 11(3):10-16.

Jaroensanti, J; Panijpan, B. 1981. Effects of hypochlorite on thiamine and its derivatives. *Experientia* 37:1248-1250.

Lineberger RD. 2000. Care and handling of micropropagated plants. (En línea). Consultado 08 ago. 2000. Disponible en: <http://aggie-horticulture.tamu.edu/tisscult/microprop/micropro.html>

Murashige, T; Skoog, F. 1962. A revised medium for rapid growth and bioassays with tobacco tissue culture. *Physiologia Plantarum* 15:53-58.

Navarro, C; Vásquez W. 1986. Variabilidad genética en semillas y plántulas de *Cedrela odorata* L. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 12 p.

_____. 2000. Mejoramiento genético de meliáceas. (Comunicación personal). Turrialba, Costa Rica, CATIE.

Newton, AC; Baker, P; Ramnarine, S; Mesén, JF; Leakey, RRB. 1993. The mahogany shoot borer: prospects for control. *Forest Ecology and Management* 57:301-328.

Orellana, NMA. 1997. Desarrollo de un sistema de cultivo *in vitro* para los explantes nodales de caoba (*Swietenia macrophylla* King). Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 94 p.

Patiño, VF. 1997. Recursos genéticos de *Swietenia* y *Cedrela* en los Neotrópicos: Propuestas para acciones coordinadas. Roma, Italia, FAO. 58 p.

Puddephat, IJ; Alderson, PG; Wright, NA. 1997. Influence of explant source, plant growth regulators and culture environment on culture initiation and establishment of *Quercus robur* L. *in vitro*. *Journal of Experimental Botany* 48(309):951-962.

SAS Institute Inc. 1999. SAS for windows. Version 8 edition. Cary, NC. U.S.A.

Shibata, W; Murai, F; Akiyama, T; Siriphol, M; Matsunaga, E; Morimoto, H. 1996. Micropropagation of *Croton sublyratus* Kurz - a tropical tree of medicinal importance. *Plant Cell Reports* 16(3-4):147-152.

Trujillo, R; Escalona, M; Daquinta, M; Borroto, CG; Cobo, I. 1994. Cultivo *in vitro* de tres clones de *Ficus benjamina*. *Centro Agrícola* 21(2):82-87.

Valverde, CL; Dufour, M; Villalobos, VM. 1998. *in vitro* organogenesis in *Albizia guachapele*, *Cedrela odorata* and *Swietenia macrophylla* (Fabaceae, Meliaceae). *Revista de Biología Tropical* 46(2):225-228.

Evaluación de las condiciones, procesos y resultados del manejo forestal comunitario en la Amazonía brasileña

La forestería comunitaria es una estrategia válida para conservar el bosque amazónico y a la vez es una herramienta para promover el desarrollo humano. Sin embargo, las condiciones actuales políticas, económicas y sociales están atentando la viabilidad de estos procesos.

Paulo Amaral
José Joaquín Campos

RESUMEN

Se considera que el manejo forestal comunitario (MFC) es una alternativa viable para el desarrollo de las actividades productivas de las comunidades locales en la Amazonía brasileña, en armonía con la conservación de sus bosques. Sin embargo, a pesar del incremento de las iniciativas de manejo comunitario poco se conoce sobre estas experiencias. Este estudio desarrolla y aplica un método para evaluar las condiciones, procesos y resultados determinantes del éxito o fracaso del manejo forestal comunitario en la región. La evaluación partió de la selección de una lista de factores claves que pueden afectar el desarrollo del manejo forestal comunitario, con base en los cuales se formuló un estándar (conjunto de principios, criterios e indicadores) para medir el desempeño del MFC. La formulación del estándar se basó en la metodología de Centro Internacional de Investigación Forestal (CIFOR). El estándar seleccionado fue sometido a tres filtros: análisis de escritorio, taller con expertos y prueba de campo. El estándar final se utilizó para evaluar el desempeño de cinco unidades de manejo forestal comunitario en los Estados de Acre, Pará y Rondônia en la Amazonía brasileña. Los resultados revelan condiciones políticas, sociales y económicas adversas para las prácticas del manejo forestal comunitario a largo plazo. Los procesos desarrollados tampoco satisfacen las necesidades para que las iniciativas logren los resultados deseados o esperados.

Palabras claves: Manejo forestal; forestería comunitaria; Amazonía; Brasil.

SUMMARY

Evaluation of Conditions, Processes and Results of Community Forest Management in the Brazilian Amazon. Community forest management in the Brazilian Amazonia is considered to be a viable alternative for local communities to achieve productive activities in harmony with forest conservation. Nonetheless, despite of the increment of community management activities, little is known about these experiences. For such a reason, this study is focused on the evaluation of conditions, processes, and outputs, that help determining the success or failure of community forest management in the region. The first step for the evaluation was the selection of key factors affecting the development of community forest management. A set of principles, criteria and indicators was then formulated, based on CIFOR's methodology (1999). Three filters (desk work, workshop with experts, fieldwork) were used to scan the selected standard. The final standard was used to evaluate the performance of five community forest management units in the states of Acre, Para and Rondônia in the Brazilian Amazonia. Results show adverse political, social and economic conditions for community forestry. The processes evaluated do not meet the conditions necessary to obtain the expected outputs.

Key Words: Forest management; community forestry; the Amazon; Brazil.

El número de experiencias de Manejo Forestal Comunitario (MFC) en la Amazonía brasileña ha crecido rápidamente. Los proyectos comunitarios pasaron de cuatro, a inicios de 1990, a 17 una década después (Amaral y Amaral Neto 2000). Este incremento se da como reacción al fuerte proceso de degradación que la Región viene sufriendo desde tiempo atrás. En las comunidades amazónicas, la presión por la expansión de la frontera agrícola y la extracción maderera es cada vez mayor (Homma *et al.* 1998). No obstante, los bajos precios de los productos extraídos del bosque han provocado una crisis económica que ha llevado a las comunidades locales a buscar formas alternativas de generar recursos económicos (Muchagata y Amaral Neto 1998). De esta forma, el manejo forestal se presenta como una alternativa viable para promover el desarrollo de las comunidades tradicionales de la Amazonía brasileña.

Sin embargo, varios autores (Barreto *et al.* 1998, Barreto 2000, Campos 2000, Holmes *et al.* 1999, Viana 2000), coinciden en que, bajo las condiciones actuales, es muy difícil que el manejo forestal sostenible sea adoptado en gran escala; especialmente, el manejo forestal comunitario, que es aún más sensible a factores externos desfavorables y cuyos costos de implementación son, por lo general, mayores (Campos *et al.* 2001). Para Kenny-Jordan *et al.* (1999), el manejo forestal comunitario ocurre en un escenario de actuaciones humanas sobre el medio natural, positivas o negativas, en términos de deterioro, usufructo, beneficio, acceso y control. Así, es fundamental comprender la relación mutua que existe entre los aspectos relacionados con las condiciones, procesos y resultados que influyen en el éxito o fracaso de las iniciativas de manejo.

En la Amazonía brasileña, hace falta una mayor comprensión de las condiciones bajo las cuales dichas iniciativas pueden desarrollarse y lograr sus objetivos. En general, aún persisten en la Región muchas situaciones adversas al manejo; entre ellas, tenencia de la tierra no resuelta, baja capacidad operacional y gerencial, bajos precios de la madera y mercados incipientes. Además, los procesos desarrollados no buscan garantizar el manejo a largo plazo (Amaral 1999).

Este estudio tuvo como objetivo evaluar las condiciones, procesos y resultados del manejo forestal comunitario en cinco zonas de la Amazonía brasileña. Para ello, se empleó un conjunto o estándar de parámetros formulados tomando en consideración la realidad y objetivos de las iniciativas de manejo forestal comunitario en la región.

Metodología

Para evaluar el proceso del manejo forestal comunitario (MFC) en la Amazonía brasileña se utilizó la formulación y evaluación de un estándar de parámetros, clasificados jerárquicamente como principios, criterios e indicadores (P,C&I) según lo plantean Lammerts van Bueren y Blom (1997). A su vez, considerando las diferencias entre evaluaciones de proceso y eva-

luaciones de desempeño propuestas por Simula (citado por Pedroni y De Camino 2001) y Campos (2000), estos parámetros fueron agrupados en aquellos que evalúan condiciones, procesos o resultados del manejo. Se consideraron las siguientes premisas:

- **Condiciones:** se refieren a los insumos y medidas necesarias para que se logren los resultados esperados de un esfuerzo de MFC. Se conside-

naturaleza social, económica o ambiental. Los parámetros de resultados describen la razón de ser del MFC; por tanto, son los que deben guiar la formulación y evaluación de los parámetros de condiciones y procesos.

Por otra parte, los parámetros del estándar desarrollado fueron calificados como ambientales, sociales o económicos según su dimensión temática respectiva.



Foto: Paulo Amaral.

ra que hay condiciones favorables para el MFC cuando están presentes los requisitos esenciales (recursos forestales disponibles, niveles mínimos de educación, acceso al mercado) sin los cuales el manejo forestal no se puede desarrollar, o corre el riesgo de fracasar. Estas condiciones se dan en las dimensiones político/institucional, social, económica y ambiental o biofísica.

- **Procesos:** se relacionan con la ejecución de acciones propias del MFC, son aspectos relacionados con las actividades que deben desarrollarse, ya sean administrativas u operativas, para lograr el éxito del MFC. Todas las etapas del manejo pertenecen a esta categoría tales como: definición de sus objetivos con participación de las comunidades, elaboración del plan de manejo, ejecución de los planes operativo y operacional, monitoreo y retroalimentación.
- **Resultados:** Los resultados son las metas que conforman el estado final deseado del MFC, y pueden ser de

Los parámetros formulados al inicio fueron sometidos a tres “filtros” de aprobación, basados en la metodología de CIFOR (1999) modificada por Carrera (2000): a) revisión hecha por un grupo de especialistas en aspectos biológicos, sociales y económicos del manejo forestal, en la cual se procuró llenar vacíos y detectar traslapes o redundancias entre parámetros; b) un taller que contó con la participación de 40 personas. Entre técnicos del gobierno y ONG involucradas en proyectos de MFC e investigadores del área se revisó el estándar, eliminando, ajustando o incluyendo parámetros cuando fue necesario, y organizándolos en categorías de condiciones, procesos o resultados; y c) un equipo de tres expertos realizó una prueba de campo, donde practicaron la medición de los indicadores en las unidades de manejo estudiadas; a la vez, se revisó el estándar resultante de los dos filtros anteriores para convertirlo en instrumento de medición.

La evaluación en el campo se hizo en cinco unidades de manejo, las cuales fueron seleccionadas con base en criterios como: tiempo de existencia, tipo de acceso al recurso forestal, tipo de actores involucrados y tenencia de la tierra (Cuadro 1). El equipo de expertos visitó las comunidades, donde entrevistó a líderes y miembros de los proyectos. Para calificar los parámetros del estándar, se utilizó una escala de 1 a 3, donde: 1 = insatisfactorio, 2 = regular, 3 = satisfactorio. La puntuación de cada criterio fue el promedio de las calificaciones de sus indicadores, asignadas por los expertos. Para calificar el desempeño de cada criterio como insatisfactorio, regular o satisfactorio, se consideró que la amplitud (diferencia entre la mayor y menor puntuación posibles: 1 y 3) tiene un valor de 2, y que al dividir éste entre la mayor puntuación ($2/3 = 0,67$) obtenemos un ámbito de 0,67, con base en el cual se asignaron las categorías de desempeño (Cuadro 1).

Las iniciativas de manejo comunitario en la Amazonía brasileña se desarrollan como proyectos. Este estudio se limitó a evaluar el desempeño del manejo forestal en las unidades de manejo. Los resultados fueron analizados mediante estadística descriptiva, en función del tipo de aspecto evaluado (condición, proceso o resultado) y de

la dimensión temática (ambiental, social o económica); se hizo además un análisis de correspondencia para evaluar el grado de agregación de las calificaciones de los aspectos en relación con el desempeño.

Resultados y discusión

Caracterización general de las condiciones del MFC en la Amazonía

En la mayoría de las iniciativas de MFC estudiadas, el plan de manejo es elaborado y ejecutado con la participación de una ONG. En algunos casos, la ONG asume el papel de promotora del manejo, y la comunidad o asociación, es un mero espectador o participante periférico. Todas las iniciativas se desarrollan a partir de una estrategia de proyectos, cuyas actividades se planifican a corto plazo y sin perspectivas de continuidad del manejo forestal una vez que el financiamiento acaba.

Las experiencias de manejo forestal evaluadas surgieron como consecuencia de la crisis relacionada con la degradación de los recursos forestales, y como alternativa económica a los bajos precios de los productos que las comunidades extraen del bosque. La crisis ambiental en general se asocia con la agricultura itinerante y la presión, cada vez más fuerte, que la actividad maderera viene ejerciendo sobre

las comunidades locales. Esta situación no ha permitido, en la mayoría de los casos, que las comunidades concilien sus necesidades económicas inmediatas con la necesidad de conservar sus recursos forestales a largo plazo.

En general, hay poca o ninguna participación y presencia de los organismos del gobierno local o federal en estas áreas. Las demandas sociales básicas, como transporte, salud y educación, no son atendidas; entonces, las esperanzas de las comunidades son depositadas en los proyectos de MFC, que surgen como la salvación para todos los males de la comunidad. Las iniciativas representan una gran diversidad de experiencias, por ejemplo, en cuanto al tipo de productor involucrado, tenencia de la tierra, número de familias beneficiadas y objetivo del manejo (Cuadro 2).

Evaluación de las condiciones para el desarrollo del manejo forestal comunitario

Los indicadores para evaluar los aspectos clasificados como "condiciones" para el buen MFC fueron calificados así: 50% regular, 28% insatisfactorio y 22% satisfactorio. Es evidente que pocos indicadores resultaron favorables al MFC; sin embargo, aquellos con la calificación de regular, con el desarrollo de procesos adecuados, podrían cambiar su calificación a satisfactorio.

En el Principio 1, "Los actores disponen de condiciones necesarias para ejercer el manejo forestal comunitario de forma sostenible", los criterios inherentes a las condiciones políticas, institucionales y económicas para la promoción del manejo obtuvieron la peor calificación. Los criterios relativos a la existencia de técnicas accesibles y adaptadas al MFC fueron mejor calificados (Cuadro 3). La baja calificación que recibieron los criterios relativos a políticas de promoción del MFC reflejan la ausencia de créditos específicos y programas de asistencia técnica y capacitación para la producción forestal comunitaria. En cuanto a las condiciones económicas adversas, estas se relacionan con la falta de acceso al mercado, la escala de producción y la baja calidad de los productos.

Cuadro 1. Escala para la calificación de los criterios del estándar, usado en la evaluación del desempeño del manejo forestal comunitario en cinco unidades de la Amazonía brasileña.

Ámbito de puntuación promedio de los indicadores	Calificación del desempeño del criterio	Significado
	0	No se aplica
1 a 1,67	Insatisfactorio	Desempeño extremadamente pobre, muy desfavorable o falta de información importante
1,68 a 2,35	Regular significativas	Desempeño razonable, pero hacen falta mejoras
2,36 a 3	Satisfactorio	Desempeño satisfactorio

Cuadro 2. Principales características de los proyectos de manejo forestal comunitario evaluados.

Proyecto (estado donde se ubica)	Tipo de actor	Tenencia de la tierra	Número de familias	Área manejada (ha)
Porto Dias (Acre)	Extractivista	Asentamiento extractivista	8	3000
Pedro Peixoto (Acre)	Colonos	Asentamiento extractivista	11	440
Cachoeira (Acre)	Caucheros	Proyecto Agroextractivista	9	900
Cautario (Rondonia)	Extractivista	Reserva extractivista	12	300
Sítio Novo (Pará)	Agricultores	Indefinida	41	340

En el principio 2 *“El manejo forestal promueve el uso múltiple sostenible de los recursos forestales por las comunidades a largo plazo”*, el C1 relacionado con la planificación del manejo a largo plazo obtuvo el peor desempeño (Cuadro 3), debido a la planificación cortoplacista de los proyectos. El C2, relacionado con las normas de sostenibilidad, obtuvo una mejor calificación; sin embargo, el promedio general alcanzado fue apenas regular.

A pesar de que todos los proyectos lograron el permiso ambiental del Instituto Brasileño del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (IBAMA) para ejecutar sus planes de manejo, todavía se observan fallas en la elaboración y ejecución (Amaral y Amaral Neto 2000). Las principales debilidades se relacionan con el monitoreo y la protección de los bosques.

Para el principio 3 *“El manejo forestal comunitario brinda bienes, servicios sociales, económicos y ambientales para las comunidades locales”*, en general los criterios tuvieron un desempeño similar (Cuadro 3). En parte, las calificaciones regular e insatisfactoria para la mayoría de los parámetros de ese principio, se relacionan con el poco tiempo de existencia de los proyectos, cinco años en promedio, los que solo han hecho aprovechamientos con carácter experimental. Asimismo, los proyectos no satisfacen las demandas de las comunidades en cuanto a bienes y servicios.

Un factor que ha generado conflictos son los plazos y metas con que los proyectos trabajan. Tanto las ONG colaboradoras como las comunidades esperan beneficios económicos a corto plazo. Las expectativas no cumplidas generan un cierto descrédito y desconfianza en cuanto a las posibilidades de éxito de las iniciativas de MFC, puesto que el manejo forestal es una actividad a largo plazo. Los turnos de corta son de 20 a 30 años, por ello la obtención de beneficios debe programarse en forma realista y con plazos factibles.

En cuanto al desempeño del manejo en función de los aspectos de proceso y resultado, las calificaciones del desempeño de los criterios del estándar relativos tanto a aspectos de proceso como de resultado, fueron mayormente de regulares y de insatisfactorios (Figura 1).

Principios de proceso

En el principio 1, *“Los procesos productivos garantizan el manejo forestal sostenible a largo plazo”*, el 54% de los criterios mostró un desempeño insatisfactorio, 37% resultó regular y 9% calificó como satisfactorio (Figura 1). Es decir, que los procesos practicados en las unidades de manejo son, en la mayoría de los casos, insatisfactorios para garantizar el buen manejo a largo plazo. Para este principio, los

principio, los criterios 3,9,y 8 relacionados con mecanismos de distribución de beneficios, inserción de jóvenes y mujeres en las actividades y mecanismos de participación en los procesos políticos, recibieron los promedios más bajos, mientras que los criterios 5 y 1, relativos a la efectividad de los programas de capacitación y existencia de mecanismos para resolución de conflictos, tuvieron el mejor desempeño (Cuadro 4).

Cuadro 3. Desempeño de los criterios correspondientes a “condiciones” para el buen manejo forestal comunitario en cinco unidades evaluadas en la Amazonía brasileña.

Parámetro	Enunciado del parámetro	Unidad de manejo/calificación ¹				
		1	2	3	4	5
Principio 1	<i>Los actores disponen de condiciones necesarias para ejercer el manejo forestal comunitario de forma sostenible</i>					
Criterio 1	Existencia de condiciones humanas para asumir y ejecutar un plan de manejo (condiciones básicas de educación y salud)	S	R	R	S	I
Criterio 2	Existencia de recursos forestales en cantidad y calidad suficiente y accesible para el MFC a largo plazo	S	R	R	R	R
Criterio 3	Disponibilidad y accesibilidad de técnicas de MF adaptables a las condiciones de las comunidades	S	S	R	S	R
Criterio 4	La comunidad tiene interés y motivación en desarrollar actividades de manejo forestal sostenible; hay compromiso a largo plazo	R	R	I	S	R
Criterio 5	Existen políticas e instituciones públicas que promueven el MFC	I	I	I	I	I
Criterio 6	Hay condiciones económicas para promover el MFC	I	I	I	I	I
Principio 2	<i>El manejo forestal promueve el uso múltiple sostenible de los recursos forestales por las comunidades a largo plazo</i>					
C1	Existen mecanismos para el planeamiento del MFC a largo plazo	S	R	I	R	I
C2	El manejo forestal respeta las normas de sostenibilidad	S	R	R	S	R
Principio 3	<i>El MFC brinda bienes, servicios sociales, económicos y ambientales para las comunidades locales</i>					
C1	El bienestar físico, socioeconómico y cultural de las poblaciones locales está garantizado	R	R	R	R	R
C2	La integridad ecológica del paisaje forestal y de los ecosistemas es respetada	I	S	R	R	R
C3	Se garantiza la integridad ecológica del ecosistema forestal y la fauna	R	R	I	S	R
C4	La explotación de los recursos forestales es compatible con la viabilidad demográfica	S	R	I	R	R

¹ S = satisfactorio, R = regular, I = insatisfactorio

criterios relacionados con la planificación del uso de la tierra, monitoreo y control del manejo y con procesamiento de los productos (Cuadro 4) tuvieron el peor desempeño; mientras el criterio 1, relacionado con la planificación de las actividades de manejo, fue el de mejor desempeño.

Para el segundo principio, *“Los procesos de organización y adaptación garantizan el manejo forestal sostenible a largo plazo y contribuyen para su apropiación”*, el 58% de los criterios fueron calificados como insatisfactorios, 35% regulares y solamente 7% obtuvo una calificación satisfactoria (Figura 1). Para este

La baja calificación que recibieron los procesos desarrollados en las iniciativas de manejo se relaciona con la baja capacidad administrativa y gerencial de los actores involucrados. Las ONG cooperantes, en gran parte, no están preparadas para enfrentar los desafíos que el manejo forestal comunitario presenta. Los proyectos requieren de una buena capacidad administrativa, gerencial y de planificación, para lidiar con las relaciones sociales y conflictos en el grupo. La falta de capacidad de los actores, asociada a los plazos y agendas diferenciadas, puede generar dificultades, más que encontrar alternativas y soluciones para el MFC.

Cuadro 4. Principios y criterios correspondientes a aspectos de “procesos” y “resultados” del buen manejo forestal comunitario utilizados para evaluar cinco unidades de la Amazonía brasileña.

Enunciado del parámetro		Unidad de manejo/calificación ¹				
Aspectos de Proceso		1	2	3	4	5
P1	Los procesos productivos garantizan el manejo forestal sostenible a largo plazo					
C1	Los mecanismos de planificación del MFC son aplicables y cumplen con sus objetivos técnicos, económicos, ecológicos y financieros	R	R	R	S	S
C2	Los mecanismos de evaluación del bosque son aplicables y cumplen con sus objetivos	I	R	I	R	R
C3	La planificación del uso de la tierra es aplicada y cumple con sus objetivos	I	I	I	R	I
C4	La comunidad participa en el proceso de desarrollo y controla la introducción de especies exóticas de fauna	I	I	I	R	R
C5	Se aplican técnicas y/o prácticas de control y protección forestal	R	I	R	I	R
C6	El procesamiento de los recursos forestales es realizado de forma adecuada	I	I	I	I	S
C7	Existen mecanismos de monitoreo y control de las actividades de manejo forestal	I	I	I	R	I
P2	Los procesos de organización y adaptación garantizan el manejo forestal sostenible a largo plazo y contribuyen para su apropiación					
C1	Los mecanismos de resolución de conflictos son aplicables y cumplen con sus objetivos	R	R	R	R	R
C2	Los mecanismos de gerencia son aplicables y cumplen con sus objetivos	I	I	I	R	R
C3	El mecanismo de distribución de beneficios es aplicable y cumple con sus objetivos	I	I	I	R	I
C4	Los mecanismos de ajustes de políticas y aprendizaje son aplicables y cumplen con sus objetivos	I	I	I	R	R
C5	Los mecanismos de capacitación son aplicables y cumplen con sus objetivos	R	I	R	R	S
C6	Los mecanismos de comercialización son aplicables y cumplen con sus objetivos	I	I	I	I	S
7	El mecanismo de seguridad en el trabajo es aplicable y cumple con sus objetivos	R	I	I	I	R
C8	Los mecanismos de participación en procesos políticos son aplicables y cumplen con sus objetivos	I	I	I	R	I
C9	Los jóvenes y las mujeres participan en el proceso	I	I	I	I	I
Aspectos de Resultado						
P1	El MFC contribuye de forma decisiva para el bienestar económico y social de las comunidades					
C1	Los beneficios son capturados principalmente por los pobladores locales en forma equitativa	R	I	R	R	R
C2	El manejo forestal garantiza las condiciones de seguridad en el trabajo	R	R	I	S	S
C3	El manejo forestal contribuye y se integra a la economía local	R	I	R	R	I
C4	La comunidad reconoce como decisivos los beneficios de MFC	R	I	S	R	R
C5	El MFC contribuye al fortalecimiento de las organizaciones y la apropiación de los aspectos económicos, sociales y políticos	I	I	I	I	I
C6	El MFC toma en cuenta otras actividades productivas y la identidad cultural de la comunidad	R	R	I	S	S
P2	La diversidad biológica (funciones, estructura y composición) de los bosques y los procesos que los mantienen son conservados					
C1	La viabilidad demográfica y genética de las poblaciones de fauna y flora no es afectada por el MFC	I	I	I	R	R
C2	La capacidad de resistencia y recuperación del bosque al fuego, viento y fenómenos naturales no es puesta en peligro por el MFC	I	R	R	R	R
C3	Se conservan los recursos hídricos y edáficos	R	R	I	S	S
C4	La introducción de especies exóticas de fauna y flora no causa impactos negativos a los sistemas	R	R	S	S	S

1 S = satisfactorio, R = regular, I = insatisfactorio P= principio, C= criterio

Principios de resultado

Para el primer principio sobre aspectos de resultado, “*el MFC contribuye de forma decisiva para el bienestar económico y social de las comunidades*” el 37% de los criterios obtuvieron promedios insatisfactorios, 47% regulares y 16% satisfactorios (Figura 2). Los criterios 5 y 3, relacionados con la contribución del manejo

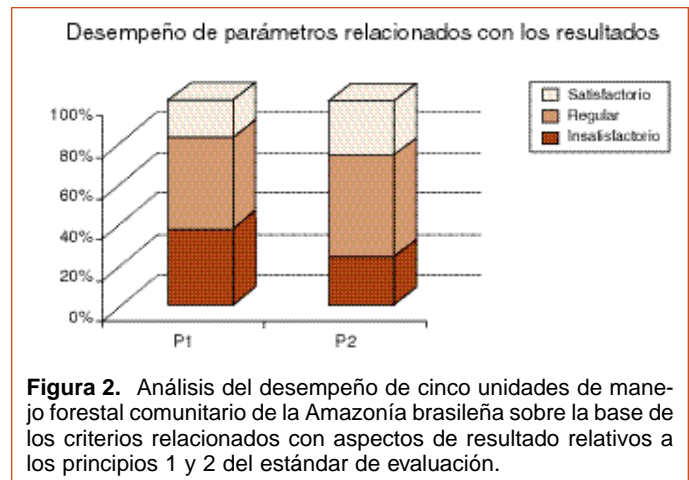
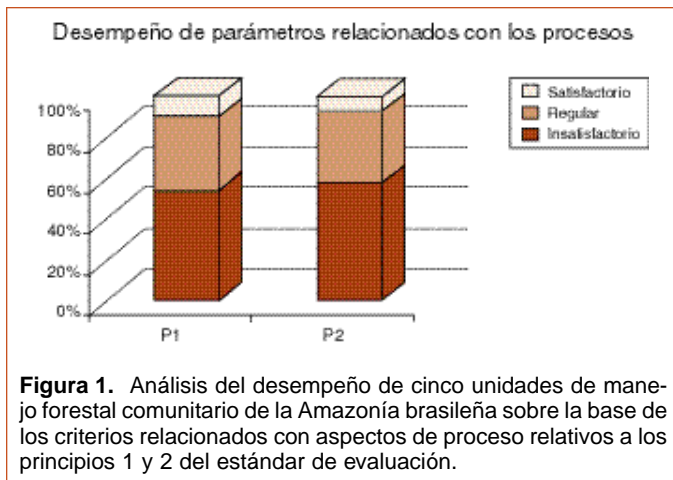
al fortalecimiento organizacional y de aspectos económicos, sociales y políticos de la comunidad y con la integración del manejo a la economía local, tuvieron el peor desempeño, en tanto los criterios 2 y 4, relativos a seguridad en el trabajo y reconocimiento de los beneficios del manejo, tuvieron el mejor desempeño (Cuadro 4).

En el segundo principio, “*La diversidad biológica (funciones, estructura y composición) de los bosques y los procesos que los mantienen son conservados*”, el 25% de los criterios fueron evaluados como insatisfactorios, 50% regulares y 25% satisfactorios (Figura 2). El cuarto criterio, relacionado con control de especies exóticas, obtuvo el mejor desempeño, mientras que el primero, relacionado con la viabilidad demográfica de las poblaciones, fue el peor.

Los criterios para evaluar resultados fueron mejor calificados que los de procesos. Esto puede deberse, en parte, a las condiciones más favorables en algunos casos, y a los resultados ambientales. En general, los criterios ambientales obtuvieron mejores puntuaciones que los sociales y económicos. Algo similar suele suceder en las evaluaciones de la certificación forestal. No obstante, a pesar del mejor desempeño de los aspectos de resultado en comparación con los de proceso, la mayoría de los criterios respectivos obtuvieron calificación regular o insatisfactoria; es decir que el MFC en la Amazonía brasileña no ha logrado los resultados esperados.

Conclusiones

- El uso de P,C&I para medir o evaluar el MFC en la Amazonía es importante para generar información útil para la planificación y monitoreo de estas iniciativas. Identificar parámetros para evaluar condiciones, procesos y resultados permitió que el MFC fuese evaluado no solo con base en sus resultados sino considerando todos los aspectos que conducen a obtener estos resultados mediante los proyectos que promueven el MFC.
- Los parámetros para evaluar condiciones deben ser usados para medir los aspectos externos y pueden convertirse en herramientas útiles para promover políticas de fomento al MFC.
- Algunos parámetros de proceso y resultado pueden ser difíciles de medir o demasiado costosos. Además, algunos deben ser medidos a largo plazo, como los relacionados con el monitoreo del bosque.



- Las **condiciones** actuales en que se desarrollan las experiencias de MFC en la Amazonía brasileña, se muestran poco favorables para que estas iniciativas tengan éxito, especialmente a largo plazo, contradictoriamente como idealizan los donantes y algunas ONG involucradas en los proyectos.
- Las **condiciones** políticas relacionadas a la legislación, créditos y asistencia técnica son desfavorables al MFC. Además la tenencia de la tierra no asegurada influye en la motivación de las comunidades involucradas en MFC. En general, hay poco estímulo para el MFC. Las comunidades involucradas muestran más desconfianza que ganas para involucrarse en el MFC en la región.

- Los mecanismos de planificación del manejo a largo plazo son débiles. En general no hay **procesos** de planificación a largo plazo y las iniciativas de manejo están aisladas de las otras actividades productivas de las comunidades locales.
- Los proyectos están siendo desarrollados en periodos de corto plazo, lo cual no permite a sus promotores hacer una planificación a largo plazo. Esto dificulta vislumbrar cuáles serán los **resultados** de los proyectos. Además, los proyectos no planifican sus actividades con las otras actividades productivas de las comunidades, o insertado dentro de una lógica de desarrollo rural sostenible.

Agradecimiento: a The Russell E. Train Program, Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y GTZ-Proyecto de Certificación Forestal, por los aportes financieros, a los expertos, asesores y colaboradores que participaron en las diversas etapas de la investigación y al M.Sc Rôger Villalobos, investigador del CATIE, por sus valiosas observaciones.

Paulo Amaral
Máster en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad,
CATIE
Tel/Fax:(55-91) 2354214
Correo electrónico:
pamaral@amazon.org.br

José Joaquín Campos, CATIE
Correo electrónico:jcampos@catie.ac.cr

Literatura citada

Amaral, P. 1999. Manejo Florestal Comunitário na Amazônia. Relatório da Primeira Oficina de Manejo Florestal Comunitário na Amazônia. Fundo Mundial para a Natureza-WWF. 39 p.

Amaral, P.; Amaral Neto, M. 2000. Manejo florestal na Amazônia: situação atual e perspectivas. Brasília, Instituto Internacional de Educação do Brasil – IIEB, Agência Alemã de Cooperação Técnica-GTZ. 57 p.

Barreto, P.; Amaral, P.; Vidal, E.; Uhl, C. 1998. Custos e benefícios do manejo florestal para a produção de madeira na Amazônia oriental. Imazon, Belém, Pa.

Barreto, P. 2000. Exploração convencional x exploração de baixo impacto: aspecto financeiro, técnicos e operacionais. Documento interno do Imazon.

Camino, R. de. 2001. Algunas consideraciones sobre el manejo forestal comunitario y su situación en América Latina. In Taller Regional “Manejo Forestal Comunitario y Certificación en América Latina” Santa Cruz, 22-26 enero 2001. 20 p.

Campos, J.J. 2000. Forest Certification: national and international schemes and standards. In Guyana Forest Certification Workshop. Georgetown. 10 p.

Campos, J.J.; Finegan, B.; Villalobos, R. 2001. Management of goods and services from neotropical forest biodiversity: diversified forest management in Mesoamerica. In Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Assessment, conservation and sustainable use of forest biodiversity. Montreal, pp 5-16. (CBD Technical Series No. 3).

Carrera, R. 2000. Evaluación de indicadores para el monitoreo de concesiones forestales en Peten Guatemala. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 112 p.

CIFOR. 1999. The CIFOR criteria and indicators generic template. Jakarta, Indonesia. (The Criteria & Indicators Toolbox Series).

Holmes, H. 1999. Financial costs and benefits of reduced-impact logging relative to conventional logging in the Eastern Amazon. Tropical Forest Foundation. ESDA Forest Service.

Homma, A.; Conto, A.; Ferreira, C.; Carvalho, R.; Walker, R. 1998. A dinâmica de extração madeireira no Estado do Pará. In Homma, A. ed. Amazônia: Meio Ambiente e Desenvolvimento Agrícola. Belém, Embrapa. p 161-184.

Kenny-Jordan, B.C.; Herz, C.; Añazeo, M.; Andrade, M. 1999. Construyendo Cambios. FAO, Roma, FAO. Desarrollo Forestal Comunitario en los Andes.

Lammerts van Bueren, E.M.; Blom, E. 1997. Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. Netherlands. The Tropenbos Foundation. 82 p.

Muchagata, M.; Amaral, N. 1998. Tem Barulho na mata: perspectivas para o manejo comunitario de floresta em regio de fronteira. Marabá-Pará. Lasat. 25 p. (Mimeo).

Pedroni, L.; Camino, R. de. 2001. Un marco lógico para la formulación de estándares de manejo forestal sostenible. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 37 p. (Serie Técnica. Informe Técnico. no. 317).

Viana, V. 2000. O manejo e a certificação: Práticas, problemas e perspectivas. (En prensa).

Manejo forestal diversificado en una comunidad ribereña de la Amazonía brasileña: consideraciones sociales y silviculturales

La participación comunal en todas las etapas de planificación del manejo forestal diversificado, permite gestar un proceso mejor orientado por el conocimiento local y asumido por las comunidades, pero la capacidad organizativa de estas puede ser el principal escollo por superar.

André da Silva Dias
José Joaquín Campos
Róger Villalobos Soto
Bastiaan Louman
Luiza Gonçalves

RESUMEN

Se evaluó la integración de aspectos sociales y silviculturales en el desarrollo de una propuesta de manejo forestal diversificado (madera de varias especies y aceite de *Carapa guianensis* y de *Copaifera* sp.) para una comunidad ribereña de la Amazonía brasileña. Se utilizaron diversas herramientas participativas para caracterizar la organización local y la gestión de los recursos naturales. Para entender la percepción sobre la forestería comunitaria, se realizaron encuestas y talleres locales utilizando el enfoque del método FODA (fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas). Además, se elaboró y aplicó un inventario forestal orientado a la implementación de un plan de manejo. Los resultados indican que, debido a la historia de las relaciones, el Gobierno se percibe como una oportunidad pero también como una amenaza para el manejo forestal local. Además, la visión a corto plazo genera conflictos y desacuerdos internos. El aprovechamiento actual de la madera, y de los aceites de *Carapa* y *Copaifera* sp. no representa una amenaza para la sostenibilidad del uso del bosque; se trata de prácticas extensivas, orientadas básicamente al consumo local. El conocimiento local puede contribuir a la elaboración de los planes de manejo, pero esta información no es suficiente. La unidad de manejo para *Carapa* debe ser por área, porque así es la recolecta tradicional y la variabilidad anual de la producción no permite recolectas individuales. La unidad de manejo para *Copaifera* debe ser individual, debido a la distribución espacial de la especie en el bosque comunal y a la propia naturaleza del aprovechamiento. En la comunidad de Pedreira, hay que fortalecer la dimensión social para promover el manejo diversificado del bosque, pues la clave para el éxito de una propuesta es conciliar las necesidades locales con sus fortalezas y debilidades, sin perder de vista el uso sostenible de los recursos y el desarrollo comunitario.

Palabras clave: Manejo forestal; diversificación; silvicultura; aspectos sociales; forestería comunitaria; Amazonía; Brasil.

SUMMARY

Diversified Forest Management in a Brazilian Amazon Riverside community: Social and Silvicultural Considerations. Social and silvicultural aspects were considered in the development of a proposal for diversified forest management (timber from several species and oil from *Carapa guianensis* and *Copaifera* sp.) within a riverine community in the Brazilian Amazon. Several community participation tools were used for the characterization of the local organization and natural resource management. Using the SWOT method, surveys and local workshops were organized to understand the local perception about community forestry. A forestry inventory which focused on the implementation of a management plan for the selected products was also designed and applied. The results show that the Government, because of the history of relations with the community, is perceived by the community as an opportunity and as threat to promote the local forest management. They also suggest weakness in short term goals, which generate internal conflicts and disagreements. The present exploitation of *Carapa*, *Copaifera* and timber does not present any threat on the sustainability of the forest, as they are extensive practices, of low intensity and mainly for local consumption. The contribution of local knowledge may contribute in the planning and design of the forest workplans, but it alone is not enough. The management unit for *Carapa* should be done at the area level, because this is traditional collection method and because annual tree production varies and does not allow for individual tree collection. The management unit for *Copaifera* should be at the tree level because of the spatial distribution within the community and the collection methods. Special attention must be given to the social context in order to promote diversified forest management in Pedreira, since the success of any proposal is based on addressing local needs along with its strengths and weakness without compromising the objective of sustainable use of resources and community development.

Key words: Forest management; diversification; silviculture; social aspects; community forestry, the Amazon, Brazil.

En la Amazonía brasileña, los programas de desarrollo rural basados en el manejo forestal comunitario son recientes; pero, han recibido mayor atención por parte del Gobierno y de la sociedad civil a partir de la última década (ProManejo 2000, Amaral y Amaral Neto 2000). La diversidad de contextos sociales, económicos, ambientales y políticos en los que se insertan estas iniciativas, los diferentes grupos sociales involucrados (colonos, caboclos/riberños, caucheros/extractivistas e indígenas), la necesidad de diseñar prácticas de manejo para diferentes tipos de bosque (bajo inundaciones periódicas o no) y de productos forestales (maderables y no maderables), así como otras consideraciones logísticas y burocráticas, representan todo un desafío metodológico.

Las variables que caracterizan las actividades de forestería comunitaria abarcan mucho más que los aspectos meramente biológicos y silvícolas. Si se busca el desarrollo a partir del uso local del bosque, se debe prestar especial atención a temas como régimen de tenencia, grado y forma de organización social, grado de participación, aspectos económicos, conocimiento tradicional del bosque y su uso, reglas

locales de uso, normativas y sanciones (Sotto y Ennals 1999).

Recientemente, la comunidad de Pedreira, ubicada en la Floresta Nacional² do Tapajós, en el Estado de Pará, Brasil (Figura 1) solicitó el apoyo del Gobierno y de algunas ONG para implementar propuestas de desarrollo comunitario con base en el uso local del bosque. Teniendo en cuenta el incentivo a la producción y comercialización de productos forestales maderables y no maderables por parte del Instituto Brasileño de Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables (IBAMA) y las experiencias de poblaciones cercanas, la comunidad escogió el aprovechamiento maderero y la producción de aceite de semillas de andiroba (*Carapa guianensis* - Meliaceae) y de aceite de copaiba (*Copaifera multijuga* - Caesalpinoideae), que son actividades tradicionales locales para el manejo diversificado del bosque.

Las semillas de *Carapa* se utilizan para la producción de un aceite muy popular, llamado “azeite de andiroba”, que se utiliza en la región como repelente y para tratar las inflamaciones; también es utilizado por la industria farmacéutica y de cosméticos. El “azeite de copaiba” (*Copaifera* sp.) también tiene propiedades medicina-

les y es muy utilizado por la industria de cosméticos.

En este contexto, el objetivo de la investigación fue contribuir al desarrollo de propuestas participativas de manejo forestal comunitario diversificado que cuenten con bases silviculturales y sociales, para una comunidad ribereña en la Amazonía brasileña.

Materiales y métodos

La Floresta Nacional (FLONA) Tapajós fue creada en 1974, desde entonces la tenencia de la tierra ha sido un motivo de conflicto entre el Gobierno y las comunidades. Actualmente, se reconoce el derecho de los locales y las partes han acordado un régimen de concesión comunitaria de la tierra. El estudio se llevó a cabo en Pedreira, una comunidad ribereña tradicional existente en la región desde hace casi un siglo, conformada por 49 familias (unas 250 personas) (Figura 1). Pedreira abarca un área de 6,213 ha, donde predomina la cobertura boscosa (bosque tropical húmedo). El acceso se hace básicamente en barco, por el río Tapajós. Las principales fuentes de ingreso son la agricultura (sobre todo yuca para la producción de harina), las pensiones y las actividades de pesca y extracción. Los niveles de ingreso familiar son muy bajos en la

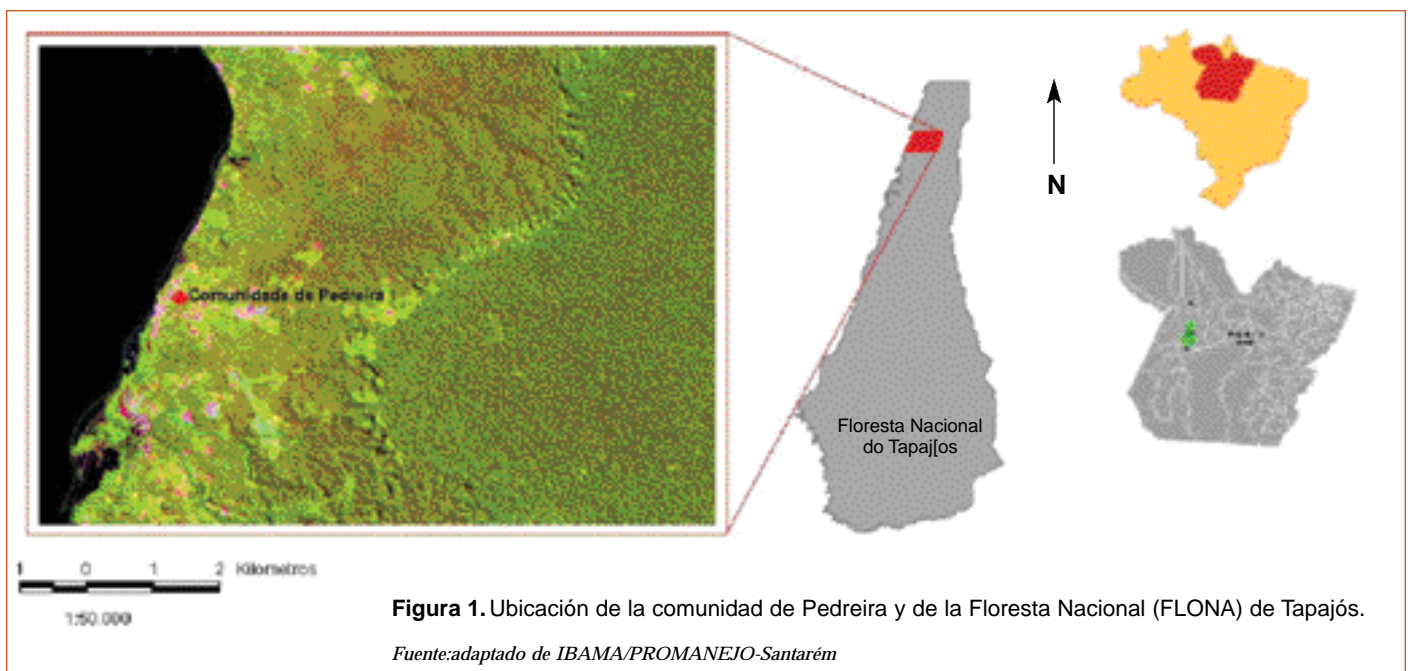


Figura 1. Ubicación de la comunidad de Pedreira y de la Floresta Nacional (FLONA) de Tapajós.

Fuente: adaptado de IBAMA/PROMANEJO-Santarém

1 Grupos humanos mestizos, mezcla de razas indígena, negra y portuguesa.

2 Las Florestas Nacionales son áreas públicas de bosque, administradas por IBAMA, con fines de aprovechamiento de bienes y servicios, conservación, investigación y educación.

FLONA, el 13% de las familias no tiene ningún ingreso y el 57% cuenta con una renta mensual inferior a los US\$ 48 (Lemos 2000).

La investigación se orientó a la caracterización social y silvicultural de las prácticas forestales tradicionales y del potencial del bosque local para su manejo diversificado. Los tópicos sociales analizados fueron: distribución espacial y temporal, organización y gestión de las actividades forestales. En el campo silvicultural se estudiaron los criterios de selección de individuos y productos y los procedimientos de cosecha y procesamiento de madera, semillas de andiroba y aceite de copaiba. Para obtener la información primaria cualitativa y cuantitativa se utilizaron diferentes herramientas metodológicas: mapeo comunitario, recorridos, talleres participativos, observación y convivencia. Para conocer la percepción local sobre forestería comunitaria se realizaron entrevistas semiestructuradas y encuestas familiares con el enfoque del método FODA (Geilfus 1997). La información obtenida a partir de diferentes fuentes permitió hacer una comprobación de la veracidad y consistencia los datos. Para determinar el potencial del bosque para el manejo diversificado, se hizo un diseño básico de inventario maderero y no maderero con base en el censo forestal, complementado con el muestreo diagnóstico. Para definir el diseño básico se tomó en cuenta el proceso de selección de los recursos por la comunidad, los estratos del bosque donde se aplicaría el inventario y la definición de las variables para cada recurso (Dias 2001).

Resultados y discusión

Caracterización social y silvicultural

En la comunidad de Pedreira, el uso local del bosque reproduce el de las generaciones anteriores, quienes veían en el bosque la mejor (o la única) alternativa productiva para la supervivencia y desarrollo humano. Actualmente, consideran que la agricultura es la mejor opción.

Se identificaron actividades de aprovechamiento de la madera y de recursos forestales para actividades domésticas (vivienda, leña, alimentos, aplicaciones medicinales), a veces incluyendo algún proceso de transfor-

mación y comercialización. En la actualidad, hay tres personas que comercializan madera aserrada y no se observó venta de madera en pie o en trozas. El aserrío es una de las actividades productivas de las familias que mencionaron la agricultura como ocupación principal. Todas las familias de Pedreira consumen carne proveniente de la cacería y el 45% de ellas la obtiene directamente del bosque; el resto la compra o la intercambia por otras mercancías en la misma comunidad. Todos utilizan leña para cocinar y en la fabricación de la harina de yuca, que es un alimento tradicional de la población. Otro producto importante es la "paja", obtenida de la hoja de la palma curuá (*Atallea* sp.), que se utiliza para construir los techos y paredes de las viviendas. El uso de plantas con fines alimenticios es muy variado; todas las familias consumen frutas nativas. Las plantas medicinales se utilizan continuamente y hay pobladores expertos en sus usos o aplicaciones.

El conocimiento de hombres, mujeres y jóvenes con respecto a la distribución espacial de los recursos naturales y la geografía de la comunidad difiere. En general, los jóvenes tenían poca información respecto a la ubicación de límites, caminos, áreas boscosas, riachuelos, reservas comunitarias y la distribución de los árboles de madera, andiroba y copaiba. Los hombres aportaron información más precisa y confiable sobre la distribución de los recursos investigados, debido a que la cosecha y la cacería son actividades tradicionalmente masculinas.

Para discutir con la gente sobre los principales problemas y desafíos loca-

les y promover entre ellos la forestería comunitaria, se les preguntó como les gustaría que fuera la comunidad en un futuro próximo. La expectativa principal fue la de contar con mejores oportunidades de trabajo, que garanticen un ingreso seguro, seguida de mejores condiciones de educación, transporte y asistencia sanitaria (Figura 2). La falta de oportunidades contribuye a que los jóvenes emigren y se establezcan en centros urbanos donde buscan mejores opciones educativas y laborales.

La mención de expectativas sobre tenencia de la tierra tiene que ver con disputas internas. Se mencionó que unas pocas familias controlan informalmente las tierras de la comunidad y que esto genera fricciones. Algunos informantes clasificaron las familias locales en tres estratos sociales: ricos (17%), medianos (59%) y pobres (24%), utilizando como criterios posesiones materiales, tipo de actividades productivas y calidad de la vivienda. Parece que, aunque en Pedreira existe la noción de que el acceso a los recursos naturales y a la tierra es un derecho de todos, las posibilidades individuales de acceder a estos derechos y traducirlos en beneficios directos no son las mismas para todos. Quizá por esto, hay intrincadas relaciones de poder entre las familias que moldean el comportamiento cotidiano y que no siempre son obvias para los que vienen de fuera.

Reglas para el uso del bosque

A través del tiempo, los conflictos internos, los problemas de escasez y, en los últimos años, las presiones de la FLONA, han propiciado el desarrollo de normas sobre el uso de los recursos



Figura 2. Principales expectativas para el futuro de la comunidad entre los pobladores de Pedreira, Santarem (n = 41 familias).

naturales. Estas normas ordenan el acceso (solo para los moradores de la comunidad, quienes en principio sólo pueden utilizar la madera de sus lotes) y la comercialización (se prohíbe la venta de madera en pie y, cuando el comprador es foráneo, se debe solicitar la autorización de la coordinadora local). El estudio reveló diferencias en la interpretación y el conocimiento (o desconocimiento) de las normas. Sin embargo, la coordinación local no informó sobre conflictos recientes con respecto al aprovechamiento de la madera. Con relación a los productos no maderables, hay algunas regulaciones sobre la cacería y la protección de frutales y fibras. Sin embargo, las normas sobre cacería no se respetan y parece que se establecieron más por presión externa que por iniciativa local. En cuanto a fibras y frutos, hay reservas comunitarias de paja de curuá (*Attalea* sp.) y de uxi (*Endopleura uchi*), una especie frutal muy apreciada por la gente y atractiva para la fauna, en sitios donde se prohíbe la tala y quema del bosque.

Uso local de andiroba

La producción tradicional de aceite de andiroba es para uso local. Sin embargo, un grupo de 13 familias se organizó recientemente, con el apoyo del IBAMA, para producir y comercializar aceite. Se observó la recolección de semillas realizada por este grupo y por otras familias. Se cosechan algunos árboles aislados localizados en las cercanías del pueblo, pero sobre todo en el bosque primario, que está a unos cinco kilómetros. Allí, después de definir el área, se escogen los árboles a cosechar, según la cantidad y el tamaño de los frutos caídos; estos son recogidos y agrupados, se desechan los podridos, los depredados y los que tienen semillas germinadas. Las semillas se sacan del bosque en forma manual y se transportan en carretas hasta el pueblo.

Cada persona tiene una idea diferente acerca del método de procesamiento óptimo; las diferencias observadas tienen que ver con el intervalo entre las etapas y el ambiente (soleado o sombreado) adecuado para la labor. Las semillas se cocinan en agua hirviendo el día de la cosecha o poco

después y se dejan en reposo por periodos de entre 15 y 30 días. Luego las quiebran para sacarles el endospermo con machetes y cucharas. La masilla resultante se deja en reposo en un recipiente junto con una plancha de metal inclinada, para que el aceite escurra. Durante un periodo entre 14 y 25 días, se le aporrea diariamente para promover la liberación de aceite, la cual disminuye gradualmente. El rendimiento alcanzado por las familias varió entre 0,68 y 1,5 litros por cada 20 kg de semilla (3,4 a 7,6 % de su peso seco), mientras que el grupo local logró un rendimiento de 6,7% (91 litros en 1.354 kg de semilla). Estos valores son inferiores (12%) a los observados en algunas comunidades cercanas.

Uso local de copaiba

La cosecha de aceite de copaiba es practicada por unas pocas familias y está orientada al consumo local; el producto se vende a las familias de la comunidad o de comunidades vecinas. Aunque en el pasado, este aceite representó una importante fuente de ingresos para la población local (Gonçalves 2001), actualmente, la gente sabe poco acerca de cómo extraer el producto. El aceite se concentra en las "venas internas" del tronco y es difícil localizarlo y extraerlo. Antes se tumbaban los árboles para ello; ahora, la técnica más utilizada es el barreno, éste lo introducen en el árbol, a una altura de entre 0,2 y 1,5 m, hasta que escuchan el ruido que les indica que han alcanzado la vena o empieza a salir el aceite, que se recoge en una vasija o botella. La perforación la hacen del lado más inclinado del árbol, perpendicular a la primera bifurcación de la copa. Se mencionaron rendimientos de hasta 50 litros por árbol, aunque lo más común es obtener menos de 5; la cantidad producida por un árbol la primera vez, difícilmente se vuelve a obtener en las siguientes colectas, con las consecuentes implicaciones para la sostenibilidad de la producción. La perforación se cierra con cera de abeja y un pedazo de palo, para evitar enfermedades y permitir futuras recolecciones.

Para definir el potencial de producción se observan ciertas características del árbol: el diámetro (lo ideal es que sea mayor a 50 cm), que no ha-

ya sido explotado y algunos aspectos sanitarios (presencia de huecos, termitas, marcas de aceite en el tronco). El sonido que produce un golpe de machete en el tronco permite saber si hay aceite, pero es muy difícil predecir el rendimiento.



Foto: Roger Villabos.

El aprovechamiento maderero

En Pedreira, el aprovechamiento maderero es muy selectivo. Las principales especies son itaúba (*Mezilaurus itauba*), quarubarana (*Erisma uncinatum*) y quaruba verdadeira (*Vochysia maxima*), aunque también se registra el uso de muiracatiara (*Astronium lecoitei*), sapucaia (*Lecythis usitata*) y angelim (*Dinizia* sp.). Esta escogencia tiene que ver con la dinámica del aprovechamiento y el uso del producto: la demanda es familiar y los volúmenes son pequeños, por eso se debe trabajar con maderas de alta durabilidad. También se aprovechan los árboles caídos en el bosque; la madera se usa básicamente para construcción de viviendas, botes y barcos. Los tres sierristas del poblado aprendieron a manejar sus motosierras con la práctica, no utilizan unidades métricas convencionales y el volumen de la madera aserrada lo cuantifican en número de piezas.

Percepción sobre la forestería comunitaria

Entre los beneficios que podrían obtener del manejo comunitario diversifi-

cado, los pobladores mencionaron: que los asociados podrían ganar más a partir de la venta de madera aserrada y de los productos no maderables, que contarían con la posibilidad de un empleo fijo, que dispondrían de equipo y herramientas de trabajo y que podrían contratar a otros pobladores para que se ocuparan de las labores tradicionales, mientras ellos se dedican a la forestería. Además, la comunidad podría utilizar la infraestructura que se instalara (galerón, electricidad) y ser más conocida en la región.

La opinión general es que la comunidad presenta *fortalezas* para implementar el manejo forestal diversificado (Figura 3). La disponibilidad del recurso natural, tanto maderable como no maderable, la capacidad técnica de la gente en la labor de aprovechamiento maderero y la propia existencia e iniciativa del grupo son las principales ventajas señaladas. Hay muy pocas referencias a la asociación intercomunitaria, posiblemente debido al reducido número de asociados locales (12) y al desconocimiento de los mecanismos formales necesarios para la ejecución de proyectos. Aunque los habitantes de Pedreira consideran que los sierristas del pueblo tienen suficiente experiencia en aprovechamiento maderero, es-

to no garantiza que el impacto del aprovechamiento en el bosque sea bajo. Según de Camino (2000), por lo general, los comunitarios han sido madereros tradicionales o han trabajado para empresas forestales tradicionales. Sin embargo, la gente acostumbrada a vivir en el ambiente del bosque puede adquirir fácilmente nuevas habilidades.

Con respecto a las *oportunidades* para el manejo diversificado, un alto porcentaje de los entrevistados no supo contestar. Casi todos los que se refirieron a la existencia de oportunidades, mencionaron el apoyo de Promanejo/IBAMA, ya que las buenas condiciones del mercado mencionadas se deben en parte a las iniciativas de esta institución.

En cuanto a las *debilidades* locales, las principales se refieren a las relaciones sociales, pues los pobladores opinan que habrá conflictos internos y entre ellos prevalece una visión a corto plazo. Aparentemente las cuestiones sociales tienen un papel relevante en la discusión sobre la forestería comunitaria en Pedreira. En un contexto donde el alimento diario es muchas veces producto del esfuerzo del día anterior, es difícil que alguien (aún más un grupo) dedique

su esfuerzo y esperanzas a una actividad que no le dé mayores garantías de retorno al principio. Esto es sobre todo cierto en el caso del manejo forestal, actividad cuya planificación, de mediano y largo plazo, metas y lógica, muchas veces no coincide con el enfoque de los comunitarios.

La consideración de las necesidades prioritarias de la población es por lo tanto fundamental. Los entrevistados consideran que ante la eventual formación de un grupo para realizar manejo forestal, los no asociados podrían exigir derechos y reivindicar beneficios por el aprovechamiento del bosque comunal, pero no durante la planificación de la actividad, sino cuando se alcancen los primeros logros, lo que generaría disgustos y disputas internas.

La principal *amenaza* identificada es que el propio IBAMA prohíba las actividades, en especial el aprovechamiento maderero. Por otra parte, cambios en el mercado o factores biológicos, como una zafra con muy baja producción de semillas o de aceite, podrían llevar a que el manejo forestal resulte económicamente poco atractivo. De esta forma, el IBAMA se concibe como la principal oportunidad y también la principal amenaza para la implementación de la actividad maderera; esta desconfianza en la institución puede generar inestabilidad en la relación con las comunidades y temor de estas a involucrarse en la actividad del manejo forestal.

Potencial del bosque para el manejo diversificado

Se definieron distintas metodologías y variables para estimar la disponibilidad de cada recurso. Para andiroba se realizó un censo forestal y un muestreo diagnóstico en tres sitios, que totalizaron 42 ha: se eligieron dos sitios para el manejo de andiroba (en rojo en la Figura 4) y otro para el manejo diversificado de madera y andiroba (en azul). Para copaiba se hizo un inventario en cinco sitios diferentes de la comunidad, debido a la baja densidad y la alta dispersión de los individuos determinada durante los recorridos y el mapeo previo; no se hizo muestreo diagnóstico. En cada sitio se buscaron y evaluaron los árboles durante un máximo de tres días, sin

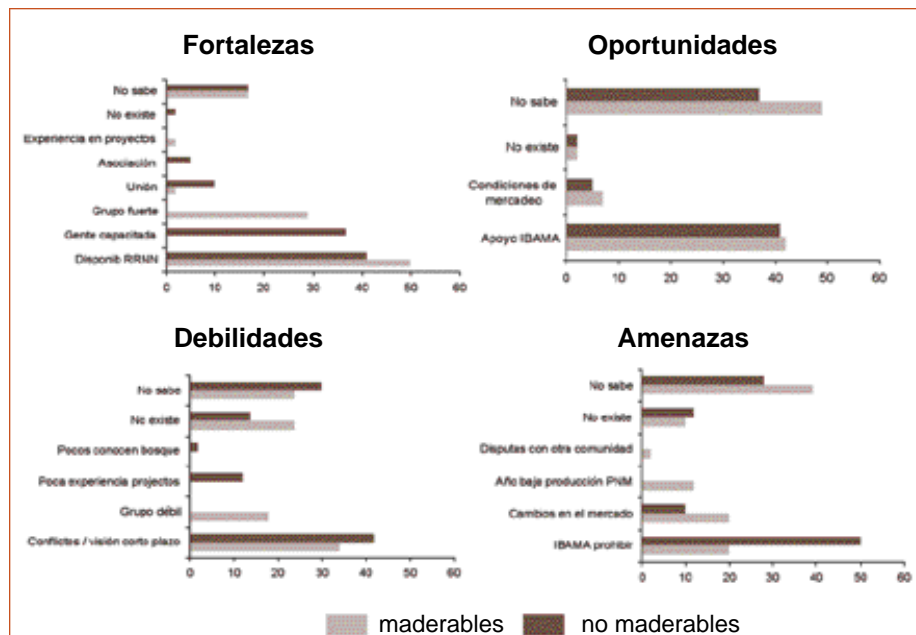


Figura 3. Porcentaje de familias de Pedreira que identificaron diferentes fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas para la forestería comunitaria dirigida al aprovechamiento de productos maderables o no maderables del bosque local.

definir el área. Para madera, se definió un área de 10 ha, donde se realizó el censo forestal y el muestreo. Durante los recorridos, los informantes claves decidieron buscar áreas que brindaran diversidad de especies. En términos generales, las áreas se definieron en función de: a) la ocurrencia de los productos deseados, b) la facilidad de acceso por los senderos existentes y c) que se tratara de bosque comunal. Por lo tanto, el manejo diversificado no quedó restringido a un área donde hubiera todos los recursos.

Andiroba

En las tres unidades inventariadas se encontró una densidad promedio de 9,9 individuos ha⁻¹ (ind/ha) de andiroba (dap > 20 cm), lo que sugiere una buena existencia del recurso en la FLONA, superior a la reportada para la región (3 a 5 ind/ha) en los estudios mencionados por Clay y Clement (1993), y semejante a la encontrada por ASMIPRUT (2000):6 ind/ha > 30 cm dap.

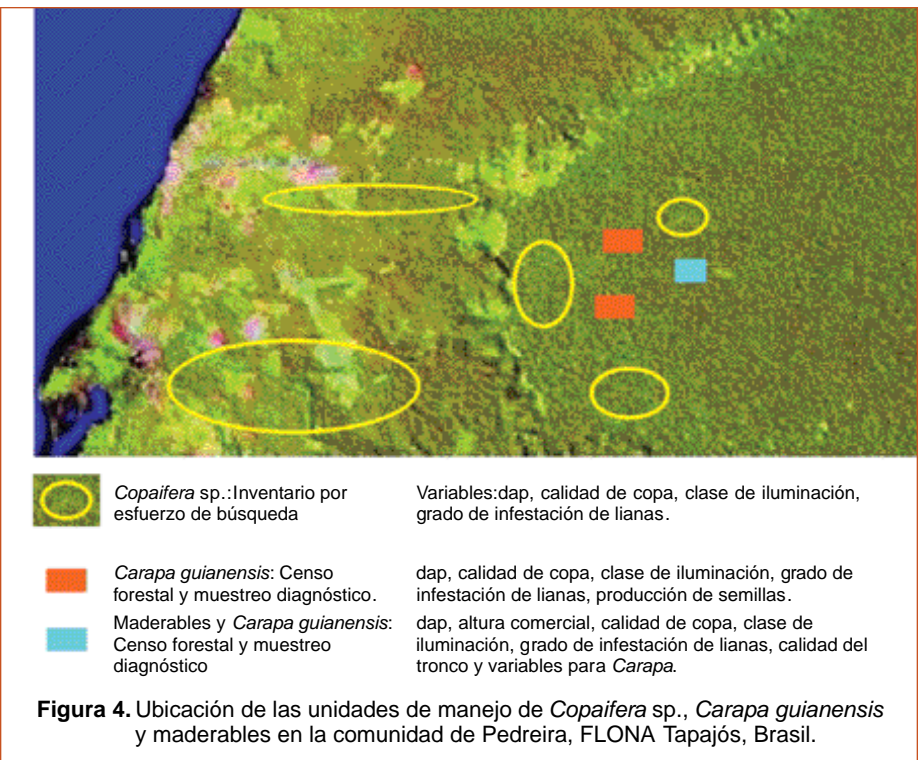
Con la participación de los pobladores, se elaboró una metodología para cuantificar la producción de semillas de andiroba, procurando que fuera simple, fácil de aplicar y proporcionara datos confiables para la elaboración de un plan de manejo. Se decidió evaluar la producción por peso de semillas, estimándola en forma visual alrededor de los árboles. En las tres localidades predominaron árboles con producción de hasta 15 kg; los de mayor producción fueron minoría y aquellos sin producción fueron la segunda clase en las tres localidades, lo que explica la baja productividad en la zafra del 2001 (Cuadro 1).

Según los pobladores estos datos reflejan la realidad, pues en las recolectas realizadas por el grupo, la mayoría de los árboles presentaron poca o ninguna producción y en ese año, pocas veces pudieron recoger 50 kg de semilla de un solo individuo. Ellos consideran que ese año la producción de semillas fue baja y que esta variabilidad parece ser un comportamiento propio de la especie, lo que coincide con la afirmación de algunos autores que el comportamiento de fructificación es un carácter individual y que en un mismo sitio puede haber árboles

Cuadro 1. Estimación de la producción de semillas de andiroba (*Carapa guianensis*) para la zafra del 2001, en tres sitios de la comunidad de Pedreira.

Estrato	Árbol /ha	Producción de semillas*				kg/ha	kg total
		No produjo %	Hasta 15kg %	Entre 15 y 50 kg %	Más de 50 kg %		
Serra (20 ha)	9,6	36	44	12	8	98,7	1.975
Terra Preta (12 ha)	11,4	38	40	13	9	110,4	1.325
Madeira (10 ha)	8,6	38	45	16	1	70,3	703
Total (42 ha)	9,9	37	43	13	7	95,3	4.003

* Del total de 415 árboles > 20 cm dap, no se clasificó la producción de 45, porque sus copas estaban entrelazadas con otros individuos.



que fructifiquen en años diferentes (Flores 1994, McHargue y Hartshorn 1991, Frankie *et al.* 1974).

Copaiba

En los cinco sitios estudiados, se encontraron 114 individuos, con dap > 20 cm, muchos de los cuales ya eran conocidos por los pobladores. El total es quizá superior, pues la gente tiene dificultades para identificar los individuos jóvenes y suele confundirlos con otras especies. Un 23,7% de los árboles tenían señales de haber sido explotados en el pasado; algunos incluso tenían marcas hechas por quienes los explotaron para garantizar su propiedad sobre la producción. La mayoría de los árboles está en áreas de bosque primario y ocupa el dosel superior; algunos se ubicaron en barbechos con más de

20 años o en áreas boscosas con incidencias recientes de fuego. El 69,3% de los árboles está en suelos arenosos y el 30,7% en suelos arcillosos, todos libres de inundaciones periódicas. Alencar (1982) documentó una mayor productividad de aceite de copaiba en suelo arcilloso y una disminución gradual de la productividad media por árbol (de 14,4 a 2,8 litros), después de 10 años de extracciones sucesivas.

Madera

En el rodal analizado hay 43,7 ind/ha con dap > 40 cm, que conforman un área basal de 13,8 m²/ha y un volumen de 186,9 m³/ha. Las especies de interés comercial alcanzan 7,8 ind/ha, con un área basal de 3,6 m²/ha, un volumen de 57,6 m³/ha y representan 26 de las 86 especies encontradas. En un estudio

anterior en la FLONA, Silva *et al.* (1984) encontraron valores similares de volumen (150-200 m³/ha y un área basal de 30-35 m²/ha para árboles con dap >45 cm y dap > 5 cm respectivamente). Las principales especies comerciales son: jatoba (*Hymenaea courbaril*), quaruba verdadera (*Vochysia maxima*), maçaranduba (*Manilkara huberi*), quarubarana (*Erisma uncinatum*) y tauari (*Couratari tauari*).

Tratamientos silviculturales

Con base en la información sobre el potencial del bosque se discutieron posibles prácticas silviculturales, sobre todo para andiroba. En general, la idea de prescribir las intervenciones para promover una mayor productividad de semillas no tuvo mucho respaldo entre los pobladores. Debido a la abundancia del recurso, encuentran más sencillo buscar nuevas áreas o individuos productivos; algunos manifestaron que sería bueno promover la plantación en áreas más cercanas al pueblo y así facilitar la actividad y preservar el bosque.

Conclusiones

El bosque forma parte de la estrategia de supervivencia de la comunidad de estudio, que usa sus recursos para resolver necesidades fundamentales, como alimentación, combustible y vivienda, en particular por tratarse de una economía de subsistencia. La comprensión de los intereses y percepciones de los diferentes grupos locales: sus posibilidades, disposiciones y aspiraciones sobre el uso del bosque, es fundamental para elaborar e

implementar propuestas de manejo forestal viables en el contexto local.

El aporte comunal de información sobre la ecología, distribución y aprovechamiento de los recursos forestales resultó muy valioso para su caracterización, y podría contribuir a la planificación y elaboración de planes de manejo forestal comunitario, pero no es suficiente, sobre todo en el caso de copaiba. Esto es preocupante, porque se mantiene un discurso en la región según el cual las comunidades locales "saben manejar el bosque y mantienen un profundo conocimiento", lo cual debe tomarse como una hipótesis y no como una verdad absoluta.

El aprovechamiento actual de andiroba, copaiba y madera no representa una amenaza para la sostenibilidad del bosque, pues se trata de prácticas extensivas, orientadas básicamente al consumo local, y hay normas que procuran ordenar el uso de los recursos forestales.

El bosque de Pedreira tiene potencial para el manejo diversificado, en especial para producir aceite de andiroba y madera. En el caso de copaiba, sin embargo, su baja densidad y productividad por hectárea, la dificultad para estimar la producción por individuo, la cual es decreciente en el tiempo, y el escaso conocimiento local sobre la especie, podrían propiciar su sobreexplotación.

El inventario de copaiba por esfuerzo de búsqueda es sencillo y fácil de entender, permite realizar comparaciones rápidas entre áreas y puede ser útil para definir sitios productivos y prescribir tratamientos silviculturales u

ordenar el aprovechamiento. Para esta especie, la unidad de manejo debe ser el individuo, debido a su distribución espacial en la comunidad y a la naturaleza misma del aprovechamiento.

La evaluación de la producción de semillas de andiroba por clases de peso resultó fácil de aplicar en el campo y muy útil, en la medida en que permite ordenar la recolección en el bosque y planificar las futuras cosechas, la estimación resultante resultó coherente con lo observado por los pobladores de la comunidad en la zafra del 2001. La unidad de manejo y las prescripciones de cosecha para andiroba deben establecerse en términos de área, tal y como se hace la colecta tradicional, y no de individuo. La gente no pone atención a los individuos y la variabilidad anual de la producción no permite recolecciones programadas por árbol.



André da Silva Dias

Máster en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad
CATIE

Correo electrónico:
andre_sdias@hotmail.com

José Joaquín Campos, CATIE

Correo electrónico:jcampos@catie.ac.cr

Róger Villalobos Soto, CATIE

Correo electrónico:rvillalo@catie.ac.cr

Bastiaan Louman, CATIE

Correo electrónico:blouman@catie.ac.cr

Luiza Gonçalves

Correo electrónico:lugonsa@una.ac.cr

Literatura citada

- Alencar, J.C. 1982. Estudos silviculturais de uma população natural de Copifera multijuga Hayne-Leguminosae, na Amazônia central, 2-Produção de óleo-resina. Acta Amazonica 12(1):75-89.
- Amaral, P.; Amaral Neto, M. 2000. Manejo florestal comunitário na amazônia brasileira: situação atual, desafios e perspectivas. Brasília, IIEB. 58p.
- Clay, J.W.; Clement, C. 1993. Selected species and strategies to enhance income generation from Amazonian forests. Roma, IT, FAO. 260p. (Working paper 93/6).
- De Camino, R. 2001. Algunas consideraciones sobre el manejo forestal comunitario y su situación en América Latina. Presentado en Taller regional Manejo Forestal Comunitario y Certificación en América Latina (2000, Santa Cruz, BO). 34 p.
- Dias, A daS. 2001. Consideraciones sociales y silviculturales para el manejo forestal diversificado en una comunidad ribereña en la "Floresta Nacional do Tapajós", Amazonia brasileña. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 125 p.
- Geilfus, F. 1997. Ochenta herramientas para el desarrollo participativo: diagnóstico, planificación, monitoreo, evaluación. San Salvador, El Salvador. IICA-GTZ. 208 p.
- Gonçalves, VA. 2001. Levantamento de mercado de produtos florestais não-madeireiro Floresta Nacional do Tapajós. Santarém, BR. ProManejo. 65 p.
- Lemos, JJS. 2000. Diagnóstico ambiental, social e econômico nas áreas de atuação do Projeto Saúde e Alegria nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. Relatório de pesquisa. 95 p. (Sin publicar).
- ProManejo (Projeto de Apoio ao Manejo Florestal na Amazônia); ASMIPRUT (Associação intercomunitaria de mini e pequenos produtores rurais da margem direita do Tapajós de Piquiatuba a Revolta). 2000. Projeto piloto de manejo florestal sustentável de óleo de copaiba e andiroba. Santarém, BR. (Sin publicar).
- Silva, JN; Carvalho, JO; Lopes, JC; Oliveira, RP; Oliveira, LC. 1984. Growth and yield studies in the Tapajós region, central Brazilian Amazon. In Proceedings from IUFRO international symposium: growth and yield of tropical forest (1994, Tokyo, JP). p.19-30
- Sotto, JG; Ennals, A. 1999. El manejo local de bosques, un instrumento para el desarrollo rural. Documento de trabajo. San José, CR. FTTP/FAO. 63 p.

Productos de bosques secundarios del Sur de Nicaragua con potencial para la elaboración de artesanías de Masaya

Para que la valoración de los recursos del bosque secundario sea una herramienta que promueva su manejo y conservación, deben establecerse canales de beneficio mutuo entre el productor y el procesador de estos.

Raimunda Santana
 Florencia Montagnini
 Bastiaan Louman
 Róger Villalobos
 Manuel Gómez

RESUMEN

La importancia de los bosques secundarios como fuente de productos forestales, servicios ambientales y recreacionales, va en aumento en la medida en que los bosques primarios son cada vez más escasos. El objetivo de este trabajo fue determinar los productos de los bosques secundarios del sur de Nicaragua con potencial para la elaboración de artesanías. Se realizaron encuestas y talleres con dueños de bosques secundarios de los municipios de San Carlos y San Miguelito, Departamento Río San Juan, y con artesanos del municipio de Masaya, Departamento de Masaya. En las unidades agrarias se encontraron 83 especies con uso actual, de las cuales 30 tienen potencial para la elaboración de artesanías, estas especies incluyen maderas, fibras, bejucos y semillas. Las maderas con mayor potencial para las artesanías son: *Cordia alliodora*, *Guazuma ulmifolia*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Anacardium excelsum* y *Tabebuia rosea*. De las fibras existentes en los bosques secundarios, la más importante fue la *Scheelea* sp., usada por los artesanos de Masaya para la fabricación de escobas y con potencial para la fabricación de sombreros y canastas. Las semillas de *Enterolobium cyclocarpum*, *Pithecellobium saman*, *Tamarindus indica*, *Coix lacrima-jobi*, *Mucuna* sp., *Cassia grandis* y *Erythrina* sp. tienen potencial para la elaboración de collares, cortinas y aretes. Estos productos no han sido comercializados debido al desconocimiento de la demanda. La distancia entre las zonas de producción y los principales mercados, aumenta los costos de comercialización y reduce el ingreso del productor.

Palabras clave: Bosques secundarios; productos forestales; productos forestales no maderables; artesanía; comercialización; Nicaragua.

SUMMARY

Secondary Forest products from Southern Nicaragua with Potential for Their Use in Masaya Crafts. The importance of secondary forests as a source of forest products and environmental and recreational services is increasing, as the primary forests become scarcer. The objective of this study was to determine which products of secondary forests of Southern of Nicaragua have a potential for the elaboration of crafts. Surveys and workshops were carried out with owners of secondary forests from the municipalities of San Carlos and San Miguelito of Department Río San Juan, and with artisans from the municipality of Masaya, Department of Masaya. In the agricultural units eighty-three species were found to have a current use, 30 of these have potential for the elaboration of crafts. These species include wood, fibers, lianas and seeds. The timber species with greatest potential for crafts are *Cordia alliodora*, *Guazuma ulmifolia*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Anacardium excelsum* and *Tabebuia rosea*. Of the existent fibers in the secondary forests, the most important was the *Scheelea* sp. used by artisans of Masaya for the production of brooms and with potential for the production of hats and baskets. The seeds of *Enterolobium cyclocarpum* seeds, *Pithecellobium saman*, *Tamarindus indica*, *Coix lacrima-jobi*, *Mucuna* sp., *Cassia grandis* y *Erythrina* sp. have potential for the elaboration of necklaces, curtains and earrings. These products have not been marketed due to lack of knowledge on the demand. The distance between the production areas and the main markets increases the commercialization costs and reduces the income for the producer.

Key words: Secondary forests; forest products; non-timber forest products; crafts; marketing; Nicaragua

La conciencia sobre la importancia de los bosques tropicales como fuente de productos forestales y de servicios ambientales y recreacionales va en aumento; así como la preocupación por el problema de la deforestación (Smith *et. al.* 1997). Sin embargo, los bosques primarios son cada vez más escasos en el istmo centroamericano. La deforestación actual afecta sobre todo los bosques latifoliados de la vertiente atlántica; mientras que los bosques secundarios se expanden con el avance de la frontera agrícola, proceso que se acentuó desde inicios de los años 90. Se estima que los bosques secundarios representan un 30% del total de la cobertura forestal en Nicaragua (Gutiérrez 1995, citado por UCA-CATIE-CIFOR, 2000). Estas áreas de cubierta vegetal con diferentes estados de desarrollo y edades es resultado del desmonte de los bosques primarios para dar paso a la agricultura de autoconsumo, además del pastoreo extensivo del ganado (UCA-CATIE-CIFOR, 2000). Los bosques secundarios en los trópicos húmedos suelen ser definidos como vegetaciones leñosas sucesionales que se desarrollan sobre tierras cuya vegetación original fue destruida por actividades humanas (Finegan 1992, Smith *et. al.* 1997). Estos bosques proveen leña y madera, así como productos no maderables. En su aprovechamiento incluyen productos no maderables del bosque (PNMB) como: plantas medicinales, miel, ornamentales y lianas para tejidos y fabricación de canastos (Berrocal 1998). Además son una valiosa fuente de materia prima para la industria forestal (Berti 2001). Desde 1997, el CATIE en conjunto con el CIFOR, la UCA y la UNAG¹; trabaja con pequeños y medianos productores a través del Proyecto Bosques Secundarios (PBS), para investigar y aumentar la contribución que puedan dar los bosques secundarios a las economías rurales en la frontera agrícola. A través del proyecto se encontró que algunas maderas de tacotales² de comunidades del Departamento de Río San Juan,

tenían demanda por la industria artesanal de Masaya, donde se fabrican artículos para el mercado turístico de esa ciudad y para los cuales se procura desarrollar mercados externos (UCA-CIFOR-CATIE/2000). Con base en esta experiencia se consideró importante estudiar el potencial de otros productos maderables y no maderables que podrían aprovecharse para la elaboración de las artesanías comunes en el mercado de Masaya.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en bosques secundarios en los municipios de San Carlos y San Miguelito, del Departamento Río San Juan, y en talleres y comercios de artesanías en el municipio de Masaya, del Departamento de Masaya. Los municipios de San Carlos y San Miguelito se encuentran en la zona de vida Bosque Húmedo Tropical según la clasificación de Holdridge (Larson y Barahona 1999). La vegetación natural actual está constituida por bosques secundarios. Se trabajó en seis comunidades de los municipios de San Carlos y San Miguelito, ubicadas a lo largo de la carretera San Carlos – Acoyapa. Se aplicaron encuestas a los productores dueños de bosques secundarios vinculados al PBS (8), adicionalmente se entrevistaron a siete productores no vinculados al proyecto, de un total de 14. La selección de los productores adicionales fue aleatoria con base en información proporcionada por el PBS y la Organización Auxilio Mundial.

El municipio de Masaya tiene como base de su economía las actividades agropecuarias, pero hay una fuerte presencia de la industria artesanal representada por pequeñas empresas (INTA 1994). Se aplicaron encuestas a artesanos (55) e intermediarios (8) que compran productos del bosque. Se seleccionó aleatoriamente una muestra de 36 talleres de madera de un total de 94 y 19 de fibra de una población de 35. Se usaron fuentes primarias (encuestas y talleres) y secundarias (revisión bibliográfica sobre datos socioeconómicos). Las encuestas y talleres se dirigieron

para la obtención de información sobre los productos de bosques secundarios con potencial para la artesanía, precios y cantidades requeridas por la industria artesanal.

Resultados y discusión

Perfil de los propietarios de bosques secundarios

Los productores (80%) tienen entre uno a 20 años de vivir en las comunidades, lo cual está relacionado con la época de la guerra de 1983. Doce de los quince productores entrevistados tienen alguna educación y saben leer y escribir. Todos los productores son propietarios de sus tierras, un 93% tiene título de posesión de tierra y solo uno tiene un documento otorgado por la Oficina de Ordenamiento Territorial que da derecho pleno a los beneficiados por el Programa de Reforma Agraria. El tamaño de las Unidades Agrarias (UA) de los dueños de bosques secundarios varía entre 14 y 105 ha.

El 33% de los productores mencionó estar asociado a proyectos y organizaciones relacionadas al manejo de bosques y reforestación, que proporcionan asistencia técnica en manejo forestal. Los principales gremios son la UNAG y la Asociación Dueños de Bosques Secundarios para el Desarrollo Sostenible (ADBS).

Características de los bosques secundarios en las unidades agrarias

Tamaño: Los bosques secundarios en las UA tienen superficies variables, desde inferiores a 7 ha hasta 35 ha (Figura 1). Existe una correlación entre el tamaño de las UA y el tamaño de bosque secundario ($r= 0,76$; Pearson $p<0,05$). Sin embargo con relación a la proporción de superficie ocupada por bosques secundarios dentro de las UA, las fincas de tamaño mediano tienen menor proporción de bosques secundarios (Figura 2).

Edad de bosque: La mayoría de las UA (47%) tienen una edad de 11 a 20 años (Figura 3). La edad de los bosques está relacionada con el periodo de residencia de los productores, debi-

1 UCA - Universidad Centroamericana, CIFOR- Centro Internacional de Investigación y UNAG- Unión Nacional de Agricultores y Ganaderos

2 Nombre local para bosques secundarios en Nicaragua.

do a que el origen de éstos se dio durante el abandono de los pastizales como consecuencia de la guerra, cuyas primeras acciones militares comenzaron en 1983. Mientras que en Costa Rica los bosques secundarios de la Región Huetar Norte (límitrofe con Nicaragua), se originaron con el abandono de los pastizales debido a la crisis ganadera en la década de los 70's y 80's (Berti, 2001).

Actividades de manejo: La mayor parte de los dueños de bosques secundarios (93%) realizan actividades de manejo por la protección contra el fuego, que consisten en la apertura de brechas contrafuego en el perímetro de los bosques. La reducción de materiales combustibles mediante chapeas dentro del bosque es realizado por los propietarios de superficies pequeñas (menos de siete hectáreas) de bosques. Solo un 6,7% realiza actividades de mejoramiento de las condiciones de crecimiento de los árboles mediante el corte de lianas.

Usos actuales y potenciales de las especies en los bosques secundarios

En los bosques secundarios de las unidades agrarias se documentaron 83 especies de uso actual y unas 30 con potencial para la elaboración de artesanías. En el cuadro 1 se observa su distribución por el tipo de producto extraído, así como la proporción que tienen uso potencial³ para artesanías (Cuadro 1).

Madera

Todos los propietarios de bosques secundarios usan la madera para el consumo doméstico y en menor grado para venta. De las 71 especies de uso común en las unidades agrarias, 21 de ellas podrían ser aprovechadas para la elaboración de artesanías.

Las especies más usadas en las unidades agrarias son: espavel (*Anacardium excelsum*), genízaro (*Pithecellobium saman*), laurel (*Cordia alliodora*), roble (*Tabebuia rosea*),

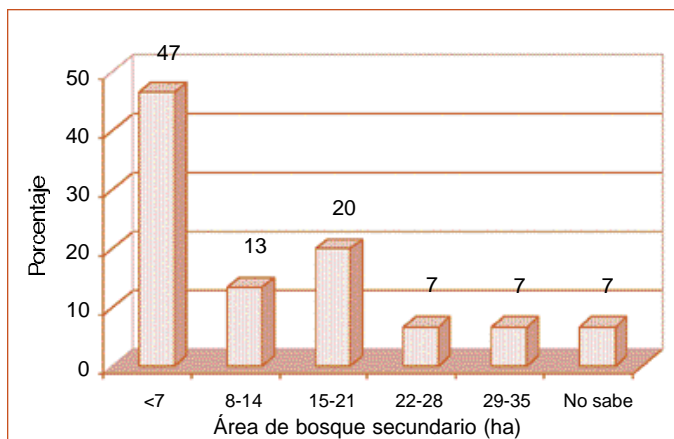


Figura 1. Distribución de las Unidades Agrarias de San Carlos y San Miguelito en función de su superficie ocupada por bosque secundario.

níspero (*Manilkara achras*), corallillo (*Ormosia schippi*), utilizadas para construcción y reparación de casas. Otras especies, guácimo de ternero (*Guazuma ulmifolia*), tamarindo (*Tamarindus indica*), melina (*Gmelina arborea*), carolillo (*Cassia grandis*), capirote (*Miconia dodecandra*), jobo (*Spondias mombim*) fueron mencionadas para postes y las especies carolillo y gavilán (*Schizolobium parahybum*) para obtención de reglas de corral por los productores que crían ganado (Cuadro 2).

Usos potenciales para la elaboración de artesanías:

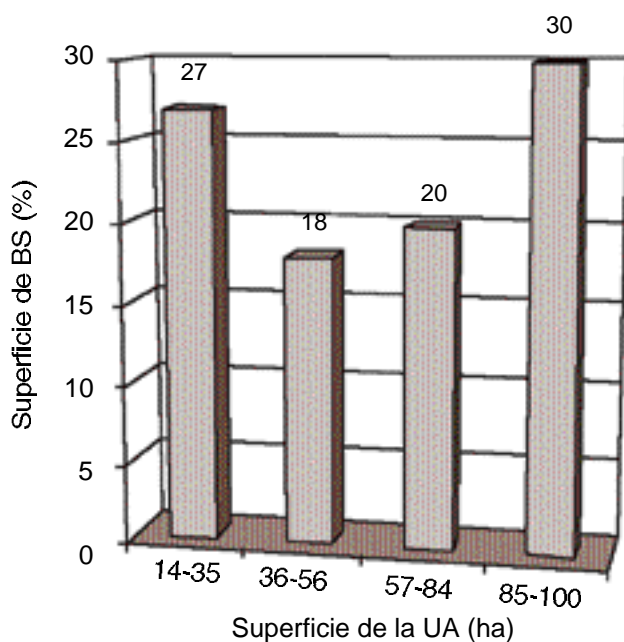
Según los artesanos de Masaya, las especies laurel y roble ya son usadas para la confección de muebles y artesanías torneadas. Otras especies fueron indicadas como potenciales para la elaboración de artesanías: el espavel para elaboración de porta tarjetas, miniaturas de ventanas, porta servilletas y carretas, el roble para confección de muebles, el guácimo de ternero para crucifijos, llaveros y sillas, el guanacaste y el jobo para recuerdos típicos. Estas especies son consideradas como no tradicionales y son relativamente abundantes en las unidades agrarias de San Carlos y San Miguelito (UCA-CATIE-CIFOR, 2000).

Comercialización:

Las principales especies comercializadas al nivel local son espavel y níspero; en menor grado venden ceiba, javillo, carolillo, madroño, capirote, guácimo de ternero y guácimo de molenillo. La forma más común de



³ Se consideran especies de uso potencial aquellas que están disponibles en las unidades agrarias y que podrían usarse para la elaboración de artesanías u otras finalidades en el mercado de Masaya.



BS: bosque secundario UA: unidad agraria.

Figura 2. Proporción de superficie de bosques secundarios en las unidades agrarias de San Carlos y San Miguelito.

Cuadro 1. Número de especies según su uso actual y con potencial para la elaboración de artesanías en relación con el tipo de producto extraído del bosque secundario de Río San Juan, Nicaragua.

Productos	No.de especies de uso actual en las unidades agrarias	No.de especies con potencial de uso en el mercado de Masaya
Maderas	71	21
Fibras	6	4
Bejucos	3	2
Semillas	3	3
Total	83	30

Fuente: Santana 2000.

Cuadro 2. Usos actuales y potenciales de especies maderables de bosques secundarios de Río San Juan, Nicaragua.

Nombre científico	Familia	Nombre común	Uso actual en las unidades agrarias	Uso potencial en el mercado de Masaya
<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	laurel	construcción	artesanía- mueble
<i>Anacardium excelsum</i>	Anacardiaceae	espavel	construcción	artesanía - mueble
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Mimosaceae	guanacaste	leña, construcción	mueble- artesanía
<i>Pithecellobium saman</i>	Mimosaceae	genízaro	construcción	mueble- artesanía
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Sterculiaceae	guácimo de ternero	Leña, poste	artesanía - mueble
<i>Spondias mombim</i>	Anacardiaceae	jobo	construcción	artesanía
<i>Tabebuia rosea</i>	Bignoniaceae	roble	construcción	artesanía- mueble- construcción
<i>Manilkara achras</i>	Sapotaceae	níspero	Construcción	No identificado
<i>Cassia grandis</i>	Fabaceae	carolillo	poste	No identificado
<i>Dalbergia retusa</i>	Fabaceae	námbar	construcción, poste	artesanía- mueble
<i>Miconia dodecandra</i>	Melastomataceae	capirote	Construcción, poste, leña, medicinal	No identificado
<i>Schizolobium parahybum</i>	Caesalpiniaceae	gavilán	Poste, corral	No identificado
<i>Ormosia schippi</i>	Leguminosae	coralillo	Construcción, poste	Mueble
<i>Gmelina arborea</i>	Verbenaceae	melina	Poste	Mueble
<i>Tamarindus indica</i>	Moraceae	tamarindo	Poste	No identificado
<i>Platymiscium pleiostachyum</i>	Fabaceae	coyote	construcción	artesanía- mueble- construcción

Fuente: Encuesta a productores de bosques secundarios y artesanos de Masaya. Nombre científico probable según literatura: (Herrera et al, 1993. Salas 1999).

venta es en pie, en la cual el comprador costea la extracción y el transporte hasta la carretera. El precio promedio varía entre C\$250⁴ y 500/m³ dependiendo de la especie y forma de venta (árbol en pie o aserrada en bloques). Por lo general, los productores no cuentan con el equipo para el aserrío, por lo que en el caso de vender la madera aserrada en bloques contratan un motosierrista que tala y trocea la madera con un costo promedio de C\$150/m³, más el costo de la gasolina C\$150. El alquiler de una carreta de bueyes para transportar la madera del bosque hasta el borde de la carretera es C\$100/m³ en promedio. Se determinó que el ingreso neto de un productor con la venta de madera de espavel en bloque es de C\$100, menos del 50% que con la venta del árbol en pie C\$250 (Cuadro 3). La venta en bloque podría ser ventajosa si los productores tuviesen los equipos para el aserrío, los medios de transporte y los requerimientos legales para la comercialización de la madera.

Leña: Un 81% de los productores utilizan leña, principalmente para consumo doméstico y en menor medida para fines comerciales. Esta es la fuente energética más barata dada la falta de otras alternativas y las especies utilizadas son el madroño, guácimo de ternero, guácimo de molenillo, guabillo y capirote.

4 C\$ 13.37 (Córdobas) equivalían a US \$ 1 (Mayo del 2001).

Productos no maderables

Se documentaron 6 especies productoras de fibras con uso actual, de las cuales 4 tienen potencial para la elaboración de artesanías. Las especies más usadas en las unidades agrarias son la palma de corozo y la palma coquito. Los productores (81%) las utilizan para confeccionar techos de vivienda y en menor grado para escobas y otros usos domésticos.

Uso potencial: En Masaya la palma de corozo se usa para la fabricación de escobas. Según los artesanos, la fibra de esta palma podría ser usada para la elaboración de sombreros y canastas, pero ellos desconocen su procesamiento. Otras especies productoras de fibras con potencial de uso por los talleres son: las palmas pita, casca, pacaya, bejuco de hierro y bejuco blanco (Cuadro 4).

Semillas: Las semillas son usadas por el 27% de los productores. El uso actual de las semillas de guanacaste y genizaro es principalmente para la alimentación de ganado. Otras semillas de tamarindo, carolillo, madroño, lágrima de San Pedro, ojo de buey y helequeme (Cuadro 5) son relativamente abundantes en las unidades agrarias y se encuentran disponibles del mes de mayo a julio.

Potencial de uso para elaboración de artesanías: Según los artesanos y vendedores del mercado de artesanías las semillas mencionadas son usadas para la elaboración de collares, cortinas, aretes y cintos. Por lo general, las recolectan de árboles de los pueblos cercanos a Masaya. La forma de compra más común es el kilo y los precios varían de acuerdo a las especies. Sin embargo, dan datos confiables sobre precios, cantidades y estacionalidad de compra de estos productos.

Problemas para la comercialización de los productos de bosques secundarios

Por lo general, el principal problema que limita la venta de los productos maderables y no maderables, es la falta de mercado. En el caso de la madera, la dificultad para extraerla del bosque, especialmente en la época

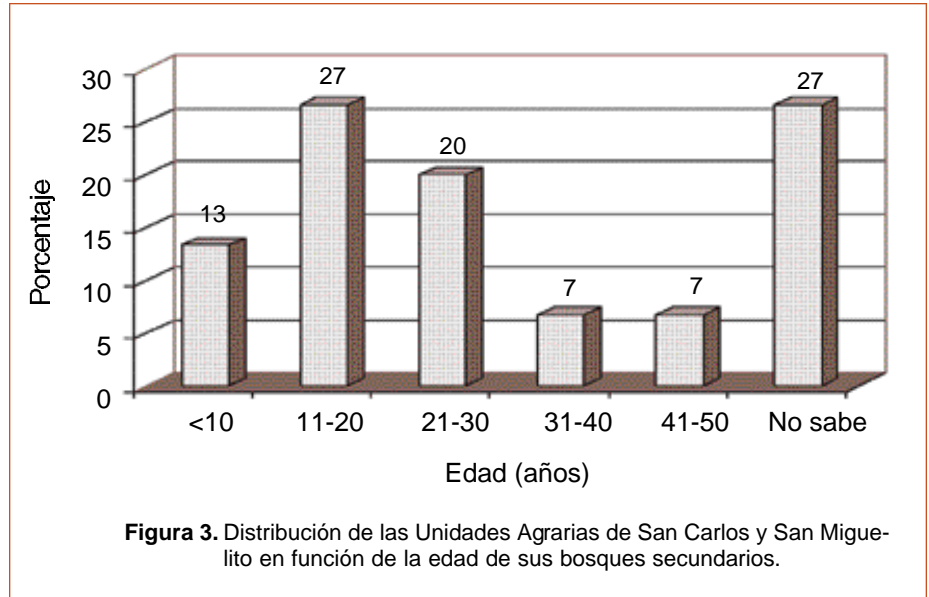


Figura 3. Distribución de las Unidades Agrarias de San Carlos y San Miguelito en función de la edad de sus bosques secundarios.

Cuadro 3. Costos e ingreso promedio por la venta de madera de espavel en las comunidades de San Carlos y San Miguelito, Río San Juan, Nicaragua.

	Venta de madera en troza (C\$/m³)	Venta del árbol en pie (C\$/ m³)
Ingreso	500	250
Costos		
Pago de motosierra	150	--
Gasolina	150	--
Alquiler de carreta de bueyes	100	--
Total de costos: extracción y transporte	400	--
Ingreso neto	100	250

Fuente: Encuesta a propietario de bosques secundario, San Carlos, Nicaragua 2001.

Cuadro 4. Usos potenciales de fibras disponibles en los bosques secundarios de las unidades agrarias de San Carlos y San Miguelito, Río San Juan, Nicaragua.

Nombre científico	Familia	Nombre común	Uso potencial en el mercado de Masaya
<i>Bauhinia herrerae</i>	Caesalpinaceae	bejuco de hierro	arco de marimba
<i>Anemopaegma arbutatum</i>	Bignoniaceae	bejuco blanco	arco de marimba
<i>Astrocaryum</i> sp.	Arecaceae	palma casca	construcción de vivienda
<i>Elaeis oleifera</i>	Arecaceae	palma coquito	no identificado
<i>Scheelea</i> sp.	Arecaceae	palma de corozo	escobas
<i>Acrocomia vinifera</i>	Arecaceae	palma de coyol	no identificado
<i>Chamaedorea</i> sp.	Arecaceae	palma pacaya	ornamental
<i>Carludovica palmata</i>	Cyclanthaceae	palma pita	sombrero, canastos, escobas

Fuente: Encuesta a productores de bosque secundario y artesanos de Masaya. Nombre científico probable según literatura: (Salas 1999, Herrera et al, 1993.).

de invierno por las precarias condiciones de acceso, el alto costo de extracción y la falta de permiso para su comercialización.

La distancia entre la zona de producción y los principales mercados inciden negativamente en los costos de comercialización y en el ingreso del productor. Para los productos no ma-

derables, el desconocimiento de la demanda, precios y forma de venta son factores que limitan la comercialización. A pesar de esto, los productos de bosques secundarios representan para los dueños de estos bosques una oportunidad de participación como oferentes de materia prima a la industria de artesanías de Masaya.

Cuadro 5. Usos potenciales de semillas de diferentes especies de los bosques secundarios de las unidades agrarias de San Carlos y San Miguelito, Nicaragua.

Nombre científico	Familia	Nombre común	Uso potencial en el mercado de Masaya
<i>Cassia grandis</i>	Fabaceae	carolillo	Collar, pulsera
<i>Erythrina</i> sp.	Fabaceae	helequeme	cortina, collar, pulsera
<i>Coix lacrima-jobi</i>	Poaceae	lágrima de San Pedro	cortina, collar, pulsera, cintos, aretes
<i>Mucuna</i> sp.	Fabaceae	ojo de buey	cortina, collar, aretes
<i>Pithecellobium saman</i>	Mimosaceae	genízaro	collar, pulsera, aretes
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Mimosaceae	guanacaste	cortina, collar, pulsera, cintos, aretes
<i>Tamarindus indica</i>	Moraceae	tamarindo	cortina, collar, aretes

Fuente: Encuesta a productores de bosque secundario y artesanos de Masaya. Nombre científico probable según literatura: (Salas 1999, Herrera et al, 1993).

Entre los escenarios que pueden contribuir para la comercialización de los productos potenciales para la elaboración de artesanías están el mejoramiento de las vías de acceso a los bosques, la disminución de los costos de permisos de aprovechamiento forestal por parte de los organismos forestales y municipales y que él productor procese el mismo la madera en el bosque y la venda directamente a los artesanos en la unidad agraria.

Conclusiones y recomendaciones

- Algunas especies de los bosques secundarios de Río San Juan, son usadas con varios propósitos por los productores, variando las cantidades aprovechadas de éstas en función de las necesidades de cada unidad agraria. Además de su uso local, los productos maderables y no maderables de estos bosques tienen el potencial de ser utilizados para la elaboración de artesanías en el importante mercado artesanal de Masaya. La demanda es aún mayor si

se considera la industria de fabricación de muebles.

- La experiencia de manejo de bosques secundarios ha dejado buenas perspectivas para los dueños de estos bosques. Los productores perciben que manejando sus bosques pueden proveer materia prima para la industria artesanal y mueblera de Masaya aumentando sus ingresos, además de incentivar la conservación de este recurso.
- Sin embargo, estos productos no son comercializados aún debido a los siguientes factores: el reducido mercado local, los elevados costos de transporte de la materia prima hasta los principales mercados, y el desconocimiento de los productos de mayor demanda, de las especificaciones requeridas y de los precios
- Disponer de información sobre costos e ingresos, además de conocer las especies demandadas por el mercado, las especificaciones y precios es vital para lograr la comercialización. Por otro lado, es necesario

informar a las asociaciones de artesanos sobre la oferta y disponibilidad de productos de los bosques secundarios. Se debe trabajar en el desarrollo de un plan de comercialización de productos de bosques, el cual debe ser ejecutado por los dueños de bosques, acompañados por el Proyecto Manejo de Bosques Secundarios. Así mismo, es necesario el establecimiento de acuerdos de comercialización con los artesanos de Masaya y Masatepe.

- También son necesarias investigaciones a mediano plazo sobre costos, beneficios y rentabilidad de la extracción y comercialización de los productos de bosques secundarios.



Agradecimientos: A Claudia Borounce y a Alfonso Suárez por la revisión del manuscrito.

Maria Raimunda Santana
Máster en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad

CATIE

Tel (55) 094 337 12 64

Correo electrónico: raybr23@hotmail.com

Florencia Montagnini
Correo electrónico: montagnini@yale.edu

Bastiaan Louman, CATIE
Correo electrónico: blouman@catie.ac.cr

Róger Villalobos, CATIE
Correo electrónico: rvillalo@catie.ac.cr

Manuel Gómez, CATIE
Correo electrónico: mgomez@catie.ac.cr

Literatura citada

Berrocal, A. 1998. Estudio etnobotánico y de los productos no maderables de bosques secundarios en la Región Chorotega, Costa Rica. Informe de Práctica de Especialidad. Cartago, Instituto Tecnológico de Costa Rica. 135 p.

Berti, G. 2001. Estado actual de los bosques secundarios en Costa Rica: Perspectivas para su manejo productivo. Revista Forestal Centroamericana. No. 35: 32.

CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza), 1991. Guácimo, *Guazuma ulmifolia* Lam., especie de árbol de uso múltiple en América Central. Turrialba. p. 9-10. (Serie técnica. Informe técnico. No. 165).

Emrich, A. 2000. Importancia del manejo de los bosques secundarios para la política de desarrollo. Eschborn, TWRP, GTZ. 98 p.

Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 29p.

Herrera, Z; Vargas, A. 1993. Propiedades y usos potenciales de 100 maderas Nicaragüenses. Managua, IRENA. 178 p.

Instituto Nicaragüense de Tecnología Agropecuaria. 1994. Diagnóstico Agro-socioeconómico. Masaya.

Larson, A.; Barahona, T. 1999. El papel de los gobiernos municipales en la gestión de los recursos naturales: San Carlos ¿Una oportunidad depreciada? Managua. NITLAPAN-UCA-CIFOR-PROTIERRA-INIFOM. 106 p.

UCA-CATIE-PcaC-UNAG. 2000. Manejo sostenible de bosques secundarios por comunidades rurales en Río San Juan. Managua, PROFOR.

UCA - CIFOR - CATIE. 2000a. Determinación de opciones de manejo en las unidades agrarias de la zona de vida y desarrollo de Río San Juan. Turrialba. Proyecto Manejo sostenible de bosques secundarios en el Río San Juan.

UCA-CIFOR-CATIE. 2000b. Estudio Asistencia técnica para la venta de madera no tradicional en Río San Juan. Informe PBS. Managua.

UCA-UNAN. 1998. Estudio socioeconómico productores de Río San Juan. Managua.

Salas, B. 1999. Árboles de Nicaragua. Managua, Nicaragua, IRENA.

Smith, J.; Sabogal, C.; De Jong, W; Kaimowitz, D. 1997. Bosques secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los Trópicos de América Latina. Pucallpa, Perú, CIFOR. 31 p. (Paper no. 13).

Servicios Ambientales: ¿pueden pagar nuestra salida de la deforestación?

David Kaimowitz
d.kaimowitz@cgiar.org

Los bosques proporcionan beneficios enormes. Además de proveer madera y otros productos, almacenan una gran cantidad de información genética, regulan el clima y el flujo del agua, protegen y enriquecen los suelos, controlan las plagas y las enfermedades, polinizan las plantas útiles y dispersan sus semillas, salvaguardan la calidad del agua y ofrecen paisajes hermosos. Los bosques pueden también significar costos significativos. Cada hectárea de bosque es una hectárea menos que los agricultores pueden usar para cultivos o ganado. Los animales del bosque pueden convertirse en plaga. Los árboles compiten con otras actividades por el agua.

Mucha gente cree que las técnicas económicas pueden decirnos cuándo los beneficios de los bosques compensan los costos y qué bosques se pueden desechar y cuáles se deben proteger. Esta misma gente con frecuencia también asume que dichos estudios demostrarán que es mejor proteger la mayoría de los bosques y creen que cuando los políticos se den cuenta de esto, se convencerán de conservarlos.

Roberto Nasi y Sven Wunder de CIFOR y José Joaquín Campos de CATIE, no están completamente convencidos de esto. En "Servicios Ambientales de los Bosques: ¿pueden pagar nuestra salida de la deforestación? Los autores argumentan que en muchos casos todavía sabemos poco sobre los servicios específicos que prestan los bosques y que procurar determinar su valor en un sitio en particular nos conduciría al campo de la ciencia ficción. Ellos destacan que diferentes técnicas de valoración económica por lo general conducen a resultados muy diferentes. También mencionan que dichas técnicas en realidad no contemplan las consecuencias a gran escala o a largo plazo de la pérdida de bosque o los temas relacionados a quién pierde o quién gana.

En cualquier caso, el calcular cuánto vale un bosque no es suficiente. Para conservarlos, alguien tiene que darle un incentivo real a la gente que desea tumar los bosques. La mayor contribución de los esfuerzos de valoración es poder determinar cuánto tendría que pagársele a los diferentes grupos para convencerlos de mantener la tierra con bosque. Los esquemas de pago por servicios ambientales deben centrarse en aquellos bosques que se encuentren bajo amenaza, pero donde pagos pequeños serían suficientes para protegerlos de ser destruidos. Por supuesto, es agradable para los políticos ver el valor de los bosques, pero para la mayoría de la gente que quisiera tumar los bosques, lo más importante es "ver el dinero". La buena investigación puede contribuir mucho a encontrar la forma de hacerlo.





UNA CONTRIBUCIÓN A LA GENERACIÓN SOSTENIBLE DE CONOCIMIENTOS Cátedras latinoamericanas del CATIE

Diego Delgado
ddelgado@catie.ac.cr
Róger Villalobos
rvillalo@catie.ac.cr

La deforestación en América tropical ha sido un proceso continuo desde la colonia; sin embargo su ritmo se ha intensificado durante los últimos 50 años. La poca valoración del bosque como sistema productivo, y el afán por convertir las tierras forestales en áreas de producción agrícola o pecuaria han sido las principales causas de este proceso en la Región.

En contraposición, el desarrollo de técnicas y procedimientos para hacer del bosque un sistema rentable y sostenible, promoviendo así su integración en los sistemas productivos rurales y la subsiguiente conservación de su biodiversidad, es un proceso reciente, en su mayoría conformado por iniciativas aisladas que con frecuencia se desarrollan durante algunos años y luego se truncan en los procesos de evaluación en el campo.

La documentación e integración de los conocimientos producidos a partir de variadas experiencias en diferentes regiones, ha permitido definir las premisas de la silvicultura tropical. Sin embargo, las escuelas forestales latinoamericanas son relativamente jóvenes, y los procesos sistemáticos y de largo plazo para determinar el impacto ambiental y económico del manejo forestal son aún pocos y en algunos casos incipientes. La contribución del CATIE en la definición de técnicas de manejo de bosques naturales en el neotrópico ha sido el resultado de proyectos con un periodo de vida definido, financiados con donaciones de entes internacionales de desarrollo. Surge entonces la necesidad de garantizar procesos continuos de validación, análisis y evolución de

los conceptos y conocimientos de manejo, que sirvan para nutrir los procesos de formación de los profesionales forestales latinoamericanos y de esta forma contribuir a consolidar el manejo forestal como estrategia de desarrollo y de conservación de la biodiversidad en bosques naturales.

A partir de esa necesidad de dar continuidad y fortalecer a la investigación y enseñanza, en el CATIE se instituyen las Cátedras, las cuales están dedicadas a la educación superior, la investigación y la cooperación técnica, con una visión de largo plazo que refuerza la relación estratégica de la investigación como fuente de información primaria para la educación.

El CATIE cuenta con dos cátedras, ambas dentro del Departamento Forestal, conformadas por un investigador principal y varios colaboradores:

- Cátedra Latinoamericana de Ecología en el Manejo de Bosques Tropicales, liderada por el Dr. Bryan Finegan. Creada en 1996, a partir de una donación de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE), a la Fundación para la Enseñanza e Investigación en el Desarrollo y la Conservación de los Recursos Naturales en el Trópico Americano (FUNDATROPICOS).
- Cátedra Latinoamericana Manejo Diversificado de Bosques Tropicales, bajo la dirección del Dr. José Joaquín Campos. Respaldada por un convenio, firmado en 1998, entre COSUDE, CATIE y FUNDATROPICOS, por medio del cual se creó un fideicomiso, con aportes iguales de las dos primeras instituciones. FUNDATROPICOS es el ente administrador de los fondos de las cátedras.

Estas cátedras coordinan y ejecutan investigaciones dentro del Departamento Forestal del CATIE. Las investigaciones provienen principalmente de estudios a largo plazo en parcelas permanentes de medición y también se emprenden otros nuevos en respuesta a las necesidades de los países, muchos de ellos como parte de las tesis de los estudiantes de la Escuela de Posgrado del CATIE. Los resultados de las investigaciones son publicados tanto en revistas científicas especializadas como técnicas y son ampliamente utilizados a nivel de docencia.

En relación con los programas de maestría y de doctorado del Centro, las cátedras tienen bajo su responsabilidad varios cursos y sus miembros fungen como profesores consejeros o miembros de comités de tesis de al menos diez estudiantes al año. En el ámbito de la proyección, las Cátedras apoyan actividades de capacitación, así como de asistencia técnica o asesorías especializadas.

En materia de proyección y cooperación técnica, ambas cátedras contribuyen a la actualización continua y la excelencia del Curso Intensivo Internacional de Manejo Diversificado de Bosques Naturales, que este año celebra su versión número 14 y apoyan la realización del curso Internacional de Desarrollo Rural basado en el manejo de ecosistemas Tropicales. Además, los funcionarios de las cátedras, participan en diversos congresos relativos a su tema, en procesos nacionales e internacionales sobre el desarrollo de indicadores para el manejo forestal sostenible, y apoyan otros eventos de capacitación externos a CATIE por invitación de los organizadores.



Ecología y producción forestal

Generar conocimiento acerca de los aspectos que determinan la funcionalidad de los ecosistemas forestales tropicales y emplearlo en procura de que el manejo forestal ocasione el menor impacto posible sobre procesos ecológicos esenciales es la meta de la Cátedra Latinoamericana de Ecología en el Manejo de Bosques Tropicales.

En el campo de la educación, esta cátedra es responsable desde 1996 de la coordinación académica de la Maestría en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y su Biodiversidad lo cual involucra desde los procesos para la admisión de los estudiantes, la definición de sus planes de estudio individual y sus temas de investigación, hasta la revisión y planeamiento a mediano plazo del contenido de su especialidad. Para ello, monitorea, junto con la Escuela de Posgrado, entre otros, los requerimientos y demandas de los países de la Región

Esta Cátedra es responsable de la realización de dos cursos dentro del Programa de Maestría del CATIE: “Bases Ecológicas para el Manejo de los Recursos Naturales” y “Ecología y Biología de la Conservación para el Manejo de Bosques Tropicales y Biodiversidad”.

Dentro del tema de manejo sostenible de los bosques naturales y su biodiversidad, destacan estudios sobre: dinámica de rodales en bosques tropicales manejados, con énfasis en crecimiento forestal y producción bajo diferentes regímenes silviculturales; simulación y predicción del crecimiento y producción de bosques manejados; producción y conservación de biodiversidad en bosques fragmentados; influencia del manejo del bosque en la conservación de biodiversidad y su monitoreo por medio de criterios e indicadores (C&I). En este último campo se han producido relevantes y novedosas propuestas desde 1997, en conjunto con una red creada bajo los auspicios del Proyecto Criterios e Indicadores para la Sostenibilidad del Centro Internacional de Investigación Forestal (CIFOR). Además, se inició un proyecto para la evaluación de la sostenibilidad ecológica de bosques manejados en Costa Rica y Nicaragua, el cual se espera que contribuya significativamente al desarrollo de un protocolo regional.

Una iniciativa particularmente sobresaliente es la creación de la Red Neotropical de Sitios de Investigación a Largo Plazo, una estrategia que envuelve a varias instituciones nacionales y optimiza el aprovechamiento de dispositivos de campo para la colecta permanente de información sobre manejo de bosques naturales en países de Centro y Sur América. Con el aporte de la Cátedra, la investigación sobre ecología y manejo de bosques secundarios, importante enfoque de CATIE por cerca de 15 años, amplió su cobertura geográfica para incluir Nicaragua, Perú y Brasil, además de Costa Rica, a través de un proyecto colaborativo con CIFOR.

La diversificación como estrategia de sostenibilidad

La determinación de estrategias para diversificar y optimizar las formas de aprovechamiento de los bienes y servicios que nos ofrecen los ecosistemas forestales tropicales, en beneficio de las economías locales y nacionales, así como de la valoración y conservación de estos ecosistemas, es el reto que se plantea la Cátedra Latinoamericana de Manejo Diversificado de Bosques Tropicales.

En materia de educación esta Cátedra es responsable de tres cursos de maestría: “Seminario de Introducción al Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad”, “Introducción al Manejo Integrado para la Producción y Conservación” y “Manejo de Bosques Naturales”.

Dentro de las prioridades de investigación del CATIE, la Cátedra es responsable del desarrollo de Tecnologías para el Manejo Sostenible de los Bosques Naturales y su Biodiversidad, y en este contexto realiza investigaciones sobre efectos de sitio en la regeneración y productividad, criterios e indicadores para el manejo sostenible de bosques naturales, evaluación económica y social de bienes y servicios ambientales en ecosistemas tropicales, manejo y silvicultura de productos forestales no madereros. En este último aspecto esta cátedra rescata un esfuerzo de trabajo de más de 10 años en CATIE, único en el continente, en cuanto a su enfoque para el desarrollo de técnicas silviculturales para el manejo de especies no madereras y la determinación de técnicas para la diversificación del manejo

forestal. En ese marco se ejecuta, como ejemplo, el proyecto “Desarrollo del manejo sostenible de *Smilax* spp. (planta medicinal) en ecosistemas naturales y agroforestales en América Central”.

Es destacable el trabajo integrado de la cátedra con otras instancias de CATIE, pues el reto intrínseco al estudio y la promoción del manejo diversificado, conlleva el análisis económico del bosque, sus bienes y servicios, así como la investigación sobre diversas estrategias para instaurar el pago por servicios ambientales, tales como la conservación de biodiversidad, fuentes de agua, la captura de dióxido de carbono y la belleza escénica, entre otros.

El Curso Intensivo Internacional de Manejo Diversificado de Bosques Naturales es de particular importancia para la Cátedra, cuyo líder funge como director académico. Además, esta Cátedra tiene bajo su cargo la administración del Área de Investigación y Demostración Villa Mills, por medio de un convenio con el Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica. Esta zona de altura cuenta con un área de bosque primario y un albergue, donde se realizan diversas actividades de investigación y capacitación sobre el manejo de ecosistemas de montaña, y donde actualmente se impulsa un proyecto para crear un centro internacional de capacitación.

La experiencia de las Cátedras en CATIE se revela como una estrategia de gran alcance, para promover la continuidad, coherencia y evolución adaptativa de los fundamentos académicos del manejo de los bosques naturales, en la más amplia de sus concepciones, como alternativa fundamental para la conservación y aprovechamiento racional de la biodiversidad tropical. Son a la vez, un sistema de análisis continuo de las cambiantes demandas y necesidades de los actores involucrados, para la promoción constante de iniciativas de investigación y desarrollo actualizadas.

Este esquema de cátedras, respaldadas con un fondo patrimonial, constituye un interesante modelo de trabajo que podría ser considerado por otros gerentes de la educación y de la cooperación internacional en la Región.

¿Qué informa la prensa?

Nuevo informe del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

Las regiones montañosas del mundo, consideradas indomables e inalterables, gradualmente son intervenidas por el ser humano, y cada vez más tierra se convierte en áreas de granja y pastoreo, según señala un reciente estudio realizado por el Centro Mundial del Monitoreo de la Conservación del PNUMA (UNEP/WCMC) y el Programa de Montañas del PNUMA, en colaboración con el Fondo Mundial para el Medio Ambiente y otros colaboradores.

Klaus Toepfer, Director Ejecutivo del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), aseguró que: "este nuevo informe señala, que como muchas partes del mundo, algunas de estas áreas restantes están desapareciendo rápidamente debido a la agricultura, al desarrollo de infraestructura y otros impactos preocupantes. Detrás de éstos, también está el espectro del cambio climático, el cual ya está afectando los glaciares y cambiando el hábitat, (las comunidades) de plantas y animales en áreas de gran altitud".

Los descubrimientos en la intensificación de la agricultura en áreas montañosas forman parte de un informe especial llamado Vigilando las Montañas.

El Informe, fotografías y otras informaciones están disponibles en:

http://www.unep-wcmc.org/mw_bishkek_presspack

<http://www.unep-wcmc.org/mountains/mountainwatch>

Fuente: PNUMA/ORPALC

El eucalipto se expande por Brasil

RIO DE JANEIRO. Las plantaciones de esta especie exótica, originaria de Australia, se incrementaron en las últimas tres décadas y hoy ocupan más de tres millones de hectáreas. Brasil pasó de importador a exportador de celulosa, y es ahora el mayor productor mundial de la fibra obtenida del eucalipto. De los 6.3 millones de toneladas de celulosa que produce cada año, la mayor parte se extrae de la planta.

Grupos ecologistas insisten desde los años 70 en que el monocultivo de eucalipto provoca graves daños a los ecosistemas, pero industriales madereros y científicos brasileños apuestan a la alta productividad de la especie y resaltan, incluso, sus bondades ambientales.

Con una duración de cinco años, a partir de 2002, Genolyptus (un proyecto de siete centros universitarios, 12 empresas y la estatal Empresa Brasileña de Investigaciones Agropecuarias) intenta descifrar el código genético del eucalipto y comparar las características de varias especies, utilizando también técnicas tradicionales de mejoramiento genético.

El objetivo es identificar áreas del genoma relacionadas sobre todo con la calidad de la madera y la resistencia a plagas.

Fuente: www.tierramerica.net

Premian a empresarios verdes

COSTA RICA. Siete empresas pequeñas, medianas y grandes de América Central que cuidan la naturaleza y aplican técnicas creativas de desarrollo sustentable fueron premiadas en San José, la capital de Costa Rica, por la Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD).

Una firma nicaragüense que fabrica licor, una panameña que elabora productos lácteos, una planta de procesamiento de café costarricense y un centro turístico hondureño resultaron galardonados, entre otros.

A la primera edición del Premio a la Innovación Ambiental se presentaron 52 empresas centroamericanas que enviaron 62 postulaciones desde Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá.

La primera edición del premio fue financiada por el gobierno de Holanda, la Agencia Internacional de Desarrollo de Estados Unidos (USAID) y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.

Fuente: www.tierramerica.net

Sello Verde a Fincas

SAN SALVADOR. Entre enero y agosto de este año, 52 fincas agrícolas de El Salvador recibieron el sello verde, que certifica el apego a estrictas normas ambientales, otorgado por la organización internacional Alianza para los Bosques (Rainforest Alliance).

El sello, que fue entregado a fincas que comprenden un área sembrada de mil 112 hectáreas, reconoce la protección de bosques, ríos y fauna, la reducción del uso de plaguicidas y el fomento de la educación ambiental, entre otras cosas.

Otras 196 fincas en nueve departamentos del país aguardan la certificación.

Fuente: *Inter Press Service*.

V Congreso Forestal Centroamericano y I Congreso Forestal de Panamá

Del 21 a 23 de mayo 2003

Alexandra Cortés
acortes@catie.ac.cr
Dimas I.Arcia
dimas_arcia@yahoo.es

Bajo el lema “la actividad forestal y su contribución al desarrollo humano sostenible”, en mayo del 2003 Panamá será escenario del V Congreso Forestal Centroamericano. Esta actividad pretende reunir a investigadores, expertos, técnicos, campesinos, indígenas, empresarios, docentes y profesionales de instituciones científicas y tecnológicas para que discutan sobre sus hallazgos, experiencias de campo y principales resultados de sus recientes investigaciones.

En esencia, el Congreso Forestal Centroamericano tiene como característica servir como el máximo foro forestal del istmo centroamericano en donde se abre un espacio de debate y consulta, en el cual se pueda intercambiar impresiones entre funcionarios de instituciones gubernamentales, no gubernamentales, empresariales, de cooperación internacional, entre otros especialistas que se dedican al área forestal.

Para el V Congreso, la organización será asumida por la Asociación Centroamericana de Profesionales Forestales (ACAPROF), -a la cual están afiliados los Colegios de Profesionales Forestales y Profesionales Agrónomos de los siete países de la Región, en estrecha coordinación con el Colegio Ingenieros Forestales del país sede.

Mayor información:

Ing. Irving R. Díaz
Correo electrónico:
irving_diaz@hotmail.com

Ing. Dimas I.Arcia
Correo electrónico:
dimas_arcia@yahoo.es

Desde su institucionalización, en 1993, se han celebrado cuatro Congresos Forestales Centroamericanos:

- ▶ I 1993 (Petén, Guatemala). El Bosque Húmedo Tropical: Una Alternativa de Desarrollo para Centroamérica.
- ▶ II 1995 (San Pedro Sula, Honduras). Forestería Social: Opción para la Conservación y Desarrollo Social.
- ▶ III 1997 (San José, Costa Rica). El Desarrollo Forestal ante el Nuevo Milenio.
- ▶ IV 2000 (Montelimar, Nicaragua). La Vulnerabilidad y los Retos para el Desarrollo Forestal Sostenible.

En el 2003 y en estrecha colaboración de otras organizaciones e instituciones públicas y privadas vinculadas al sector y la ACAPROF, el Colegio de Ingenieros Forestales de Panamá (CIFP) tendrá el honor de convocar al V Congreso Forestal Centroamericano, que a la vez también será el I Congreso Forestal de Panamá, dentro de las celebraciones del Primer Centenario de la República panameña.

En lo que respecta al programa técnico, el Congreso organiza su temática en cuatro áreas de trabajo:

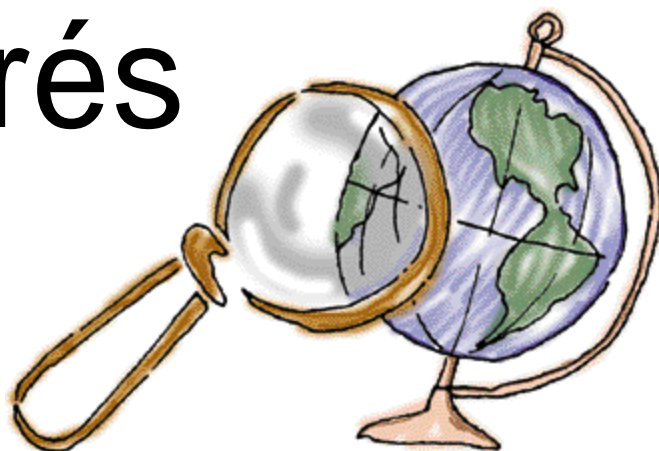
- a) manejo forestal, industria y mercadeo eficientes como imperativos para la sostenibilidad,
- b) actividad forestal y los servicios ambientales del bosque,
- c) bosques, árboles y desarrollo rural sostenible, y
- d) asuntos institucionales y participación ciudadana.

Actualmente, se trabaja en los términos de referencia para solicitar los temas y resúmenes de las ponencias a ser consideradas en el Congreso.

Sitios de interés

en el

WEB



www.sidalc.net



Sistema de Información y Documentación Agropecuario de América IICA-CATIE
Este sitio reúne una gran base de datos sobre bibliotecas especializadas. En la página se pueden consultar documentos y acceder mediante un sencillo sistema de búsqueda al directorio de bibliotecas agrícolas de América Latina y el Caribe.

www.buscagro.com



Portal de búsqueda de temas forestales, ecológicos y agronómicos. Se puede buscar por tema o por país. Tiene más de 14 mil links a páginas relacionadas en español, inglés, italiano, portugués y francés.

www.eco2site.com



Sitio argentino dedicado a la difusión de noticias ambientales. Encontrará además, eventos, imágenes satelitales, arquitectura en armonía con la naturaleza, informes forestales.

www.biodiv.org



Página de la Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, contiene gran cantidad de informes sobre bosques, medio ambiente, normas, protocolo de Cartagena, talleres y conferencias entre otros.

<http://portal.rds.org.hn/>



En este portal usted puede encontrar información sobre cursos, publicaciones, diversos temas vinculados al desarrollo sostenible en el campo político, ambiental, cultural. Además información variada sobre asesoría técnica, calendarios de eventos, banco de empleo, foros virtuales, listas de discusión, entre otros.

www.geoscopio.org



Es un portal orientado a empresas y organizaciones que deseen sacar el mayor provecho de marketing en Internet. Entre sus secciones destacan: aspectos agroforestales, medio ambiente, agua, calidad. Correo electrónico: Agroforestal@agroforestal.geoscopio.com

www.ingenieroambiental.com

Portal dirigido a ingenieros agrónomos y forestales. El sitio ofrece gran cantidad de informes sobre temas ambientales en América Latina.

Calendario de actividades

Cursos • seminarios • talleres • reuniones



REGIÓN CENTROAMERICANA

Análisis de semillas forestales

11 - 22 de nov. 2002

Contenido: Introducción al análisis de rutina y documentación. Preparación de materiales, protocolo de valoración, prácticas de análisis de rutina, ensayos de desecación, prácticas de tratamiento pregerminativo, giras, entre otros.

Curso Internacional Sobre Ganadería y Medio Ambiente

Límite de inscripción: 14 mar. 2003.

Desarrollo del curso: 16 - 28 de mar.

Contenido: Los sistemas de producción (sistema finca), componente animal en el sistema finca; componente arbóreo en el sistema finca; los sistemas silvopastoriles (estructura y función); clasificación de los SSP, entre otros.

Mayor información:

CATIE 7170, Turrialba, Costa Rica

Tel. (506) 556 6021

Fax (506) 556 0176

Correo:capacita@catie.ac.cr

Web:

www.catie.ac.cr/posgrado/ensenanza.asp?Pagina=capacitacion

Primer Congreso Mesoamericano de Áreas Protegidas

10-14 mar. 2003, Managua, Nicaragua.

Uno de los principales y trascendentales logros que tendrá este Congreso, es la incidencia al más alto nivel político en todos los países, para visibilizar e internalizar las áreas protegidas como patrimonio y reservas de bie-

nes y servicios ambientales para el desarrollo humano sustentable de la región.

Mayor información:

Comité Organizador Congreso Mesoamericano de Áreas Protegidas Ministerio del Ambiente, MARENA, Km. 12 1/2 Carretera Norte Managua, Nicaragua

Correo electrónico: congreso.ap@biomeso.net

Web: www.areasprotegidas.net/

V. Congreso Forestal Centroamericano

21-23 may 2003, Panamá.

Contenido: Organiza su temática en cuatro áreas: a) Manejo forestal, industria y mercado eficientes como imperativos para la sostenibilidad; b) Actividad forestal y los servicios ambientales del bosque; c) Bosques, árboles y desarrollo rural sostenible; y d) Asuntos institucionales y participación ciudadana. Actualmente, se trabaja en los términos de referencia para solicitar los temas y resúmenes de las ponencias a ser consideradas en el Congreso.

Mayor información:

Ing. Irving R. Díaz

correo electrónico: irving_diaz@hotmail.com

o Ing. Dimas I. Arcia

correo electrónico: dimas_arcia@yahoo.es



OTROS LUGARES DEL MUNDO

Curso Regional de Postgrado Biodiversidad y cambio global: el impacto humano en los ecosistemas naturales de las Américas

11- 24 nov. 2002, Jalisco, México.

Contacto: rlb@ecologia.unam.mx

1° Congreso Internacional de Productos de Madera Solida de Reforestamento

20- 22 de nov. 2002, Brasil.

Organiza la Asociación de Industrias de Procesamiento Mecánico). Temas: contribución de las plantaciones, abastecimiento de madera, soluciones a la industria, aplicaciones de las maderas, demandas de mercado.

Correo electrónico: wrsp@wrsaopaulo.com.br y Web: www.wrsaopaulo.com.br

III Congreso Forestal Venezolano

25 al 30 de nov 2002., Ciudad Bolívar, Venezuela.

Contenido: ecología y biodiversidad de bosques; conservación de bosques (protección); manejo de ecosistemas forestales: naturales, plantaciones y agroforestales; comercialización, industria y tecnología forestal; ordenación sustentable, gestión forestal y participación social.

Correo electrónico:

nayv@fundacite.bol.gov.ve

Web: www.guayanaenred.net/3cfv

Expoforesta 2003 en el Uruguay

27-30 mar. 2003, Montevideo.

Feria Internacional de la forestación y la madera.

Correo electrónico: cp@expoforesta.com

Web www.expoforesta.com

XII Congreso Forestal Mundial 2003

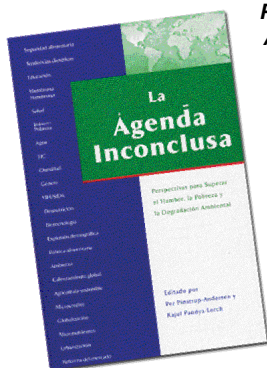
21-28 set 2003. Quebec, Canada.

Correo electrónico: sec-gen@cfm2003.org

Internet: www.cfm2003.org/

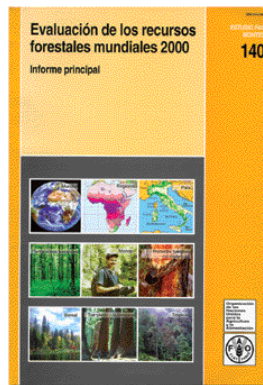
Envíenos la información sobre los cursos y eventos académicos de su entidad y los incluiremos en nuestro próximo número.

Publicaciones



Pinstrop-Andersen, P; Pandya-Lorch, R. 2002. La Agenda Inconclusa Perspectivas para superar el hambre, la pobreza y la degradación ambiental. Instituto Internacional de Investigación sobre políticas alimentarias. Washington. 301p

Si bien el mundo da grandes pasos para mejorar la calidad de vida humana todavía quedan pendientes algunos desafíos, principalmente en cuanto a alimentación. Agenda Inconclusa es una recopilación de varios resúmenes y artículos de expertos en las temáticas de hambre, pobreza y degradación ambiental. Forma parte de la iniciativa "Visión de la alimentación, la agricultura y el medio ambiente en el año 2020".



FAO. 2002. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2000 Informe Principal. Roma. 468p.

La publicación seccionada en 4 partes, es la evaluación más exhaustiva sobre recursos forestales que la FAO ha realizado en 50 años. En el texto se pueden encontrar datos, gráficos, estadísticas y fotos. Además temas como , estudios de volumen de madera y biomasa leñosa, pérdida del bosque natural y zonas ecológicas por continente.



Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano: una plataforma para del desarrollo sostenible regional. Serie Técnica 01. Managua. 24p

El libro presenta en forma resumida qué es el proyecto del Corredor Biológico Mesoamericano, el cual se extiende desde la Selva Maya en el sureste de México hasta el Darién en Panamá. El objetivo principal del Corredor es crear un sistema que integre, conserve y utilice la biodiversidad en el marco del desarrollo económico y social sostenible.



Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano Costa Rica. Serie Técnica 03. Managua. 88p

El Corredor Biológico Mesoamericano es una estrategia regional de desarrollo sostenible que permitirá la conservación y el adecuado aprovechamiento de la biodiversidad y riqueza de Mesoamérica. Este libro contempla todo lo relacionado al papel de Costa Rica en dicho proyecto.



Barzev, R. 2002. Guía metodológica de valoración económica de bienes, servicios e impactos ambientales. Serie Técnica 04. Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. Managua. 149 p

Dentro del marco del Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano, se presenta este libro, el cual pretende ser una guía técnica en cuanto a la valoración económica de bienes y servicios para la instauración del futuro Corredor Biológico.