

La revista Recursos Naturales y Ambiente es producida por el Departamento Recursos Naturales y Ambiente del CATIE, Sede Central.

Comité Editorial Internacional

José Joaquín Campos
CATIE

Ronnie de Camino
Universidad para la Paz

Glenn Galloway
CATIE

Anita Varsa

Manuel Guariguata
Convenio sobre la Diversidad Biológica,
Montreal, Canadá

David Kaimowitz
Director del CIFOR

Florencia Montagnini
Universidad de Yale

Gerado Budowsky
Universidad para la Paz

Kenton Miller
World Resources Institute, USA

Comité Editorial Operativo CATIE

Róger Villalobos
Lorena Orozco
Alexandra Cortés
Zenía Salinas
Mario Piedra
Dietmar Stoian
Francisco Jiménez

Equipo de Producción

Róger Villalobos, Director
Lorena Orozco, Editora
Emilce Chavarría, Secretaria
Elizabeth Mora, Corrección de estilo
Rigoberto Aguilar, Revisión bibliográfica

Producción Unidad de Comunicación:
Alexandra Cortés, Supervisora gráfica
Rocío Jiménez, Diseño y diagramación
Guiselle Brenes, Internet

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

Impreso en papel reciclable

Recursos Naturales y Ambiente

ISSN 1021-0164

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.

Dr. Pedro Ferreira
Director General

- La Revista Recursos Naturales y Ambiente, continuación de la Revista Forestal Centroamericana, es una publicación trimestral, con una perspectiva integral, biológica, social y económica del aprovechamiento y conservación de los ecosistemas naturales y forestales, y del desarrollo rural.
- Nuestra Revista, que tiene un ámbito geográfico latinoamericano, espera servir como un foro donde se propongan y analicen modelos y experiencias de trabajo relevantes para los técnicos, productores y empresarios, para los gobiernos locales y para las autoridades estatales.

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 Recursos Naturales y Ambiente 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.



Costos de suscripción

Centroamérica:
1 año US\$30, dos años US\$50.
América Latina y el Caribe:
1 año US\$40, dos años US\$65.
Resto del mundo:
1 año US\$50, dos años US\$85.

Sede Central CATIE 7170, Turrialba, Costa Rica
Tel. (506) 556 2703/558 2312 Fax (506) 556 7730 Correo: rforesta@catie.ac.cr

www.catie.ac.cr

Maestrías

Doctorado

Campus

- Actividades multiculturales
- Complejo de residencias administradas
- Escuela primaria bilingüe
- Internet y correo electrónico
- Comedor
- Club internacional
- Amplios campos deportivos
- Gimnasio
- Servicio de lavandería, agencia de viajes, correo, telecomunicaciones, vigilancia

Contacto

Escuela de Posgrado
Sede Central, CATIE 7170,
Turrialba, Costa Rica.
Tel. (506) 556 1016 / 556 6431
Fax (506) 556 0914 / 556 1533
Correo electrónico:
posgrado@catie.ac.cr

www.catie.ac.cr



5



16



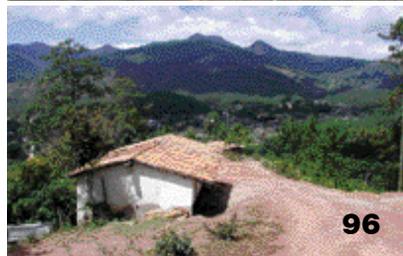
25



71



88



96



111



130

Revista Recursos Naturales y Ambiente No. 41 2004

Editorial4

FORO

Certificación Forestal, Equidad y Participación. *Chris van Dam*5

COMUNICACIÓN TÉCNICA

Parámetros para la delimitación y manejo adaptativo de zonas de amortiguamiento en parques nacionales del Cerrado, Brasil. *Flavia Vilhena, Bryan Finegan, Sergio Velásquez, Bruno Cesar França*16

Variabilidad florística y estructural de los bosques dominados por *Guadua angustifolia* en el eje cafetero colombiano. *Román Ospina, Bryan Finegan*25

Áreas críticas y vulnerabilidad a desastres naturales en las subcuencas Molino Norte y San Francisco, Matagalpa, Nicaragua. *Nelson E. González-Süllow, Francisco Jiménez, Sergio Velásquez, Alberto Camero*34

Evaluación de la vulnerabilidad y riesgo de desastres en la subcuenca Matanzas, río Polochic, Guatemala. *Mario Buch, Francisco Jiménez, José Arze, Sergio Velásquez, Juventino Gálvez*43

Evaluación de enfoques para la definición de especies arbóreas indicadoras para el monitoreo de la biodiversidad en un paisaje fragmentado del Corredor Biológico Mesoamericano. *Beatriz Gallego Castillo, Bryan Finegan*49

Diversificación del uso del bosque. Propuesta para aumentar la rentabilidad de la actividad forestal en el bosque comunitario de Toncontín, Honduras. *Patricia Talavera, Mario Piedra, Glenn Galloway*62

Propuesta metodológica para la creación y operación de organismos de cuencas en El Salvador. El caso de la subcuenca del río Cara Sucia. *Jenny Berganza, Francisco Jiménez, Jorge Faustino, Cornelius Prins*71

Propagación del burío. Un recurso no maderable del bosque tropical, útil para el procesamiento de dulce y azúcar orgánicos. *Ana María Gutiérrez Uribe, Francisco Mesén Sequeira, Róger Villalobos Soto*80

Metodología de análisis multicriterio para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica. *Karla Sánchez, Francisco Jiménez, Sergio Velásquez, Mario Piedra, Eddy Romero*88

Desarrollo de un modelo de fondo ambiental para el manejo y conservación de los recursos naturales de una microcuenca de Honduras. *Fabiola Tábora Merlo, Jorge Faustino, Mario Piedra, Manuel Gómez, Cornelius Prins*96

Contenido del carbono en los productos y residuos forestales generados por el aprovechamiento y el aserrío en la Reserva de Biosfera Maya. *Edgar Estuardo Bámaca Figueroa, Markku Kanninen, Bastiann Louman, Lucio Pedroni, Manuel Gómez*102

Crecimiento y productividad de plantaciones de seis especies forestales nativas de 20 años de edad en el bosque Alexander Von Humboldt, Amazonia Peruana. *Ymber Flores Bendezú, Luis Ugalde, Glenn Galloway, Fernando Carrera*111

Modelación del uso de la tierra para orientar el ordenamiento territorial en la subcuenca del Río Copán, Honduras. *Rovell Guillén, Jorge Faustino, Sergio Velásquez, Hernán Solís*122

EXPERIENCIAS

Problemas fitosanitarios de la teca en Costa Rica. *Marcela Arguedas, Priscila Chaverri, Jean-Marc Verjans* .130

Editorial

El concepto de conservación, percibido hasta hace poco como ajeno a los procesos productivos, tanto los basados en el aprovechamiento de los recursos naturales como los industriales o urbanos, se ha convertido en un principio que debe regir nuestras acciones cotidianas, sea cual sea nuestro rol social.

La conservación ha dejado de ser un discurso retórico de grupos radicales o un tema biológico reservado para la academia o para su aplicación en áreas remotas, al margen de los procesos productivos relevantes para la economía mundial. A medida que los nuevos enfoques de análisis nos demuestran que toda actividad humana tiene un impacto en el ecosistema circundante, cuyas consecuencias se pueden manifestar tanto a corto como a largo plazo, y de manera muchas veces catastrófica, vamos tomando conciencia de la necesidad de diseñar no solo nuevos sistemas productivos, sino también nuevos patrones de comportamiento, más comprometidos con la dinámica natural de los ecosistemas donde vivimos.

Hoy entendemos que la biodiversidad, a la cual le atribuimos cada vez mayor valor, no existe solo en las áreas protegidas, y que de la misma manera que promovemos la conservación y el manejo adecuado de los bosques naturales, debemos fomentar el desarrollo de sistemas productivos con mayor biodiversidad y, a la larga, más sostenibles. Así como años atrás aprendimos que podíamos interpretar y planificar nuestras actividades en función de nuestra ubicación en un contexto de cuencas hidrográficas, hoy somos conscientes de que formamos parte de corredores biológicos que implican una funcionalidad y un conjunto de valores que ameritan comprenderlos y manejarlos adecuadamente.

La incorporación explícita de la conservación como meta de estrategias productivas de carácter empresarial de pequeña o gran escala, o como un componente de las estrategias de desarrollo local o regional, es un reto que conlleva la creación de elementos técnicos innovadores que orienten la planificación, la toma de decisiones y la adecuación constante de las acciones que inciden sobre los recursos naturales y sobre los ecosistemas en general, en función de indicadores del desempeño ambiental y social de las actividades productivas así como de su viabilidad financiera.

El contexto actual nos convoca a proponer y revisar los paradigmas de la conservación. Desde una perspectiva de diversidad biológica, debemos preguntarnos cuáles son los organismos que queremos conservar, en función de qué orden de prioridades, y qué aspectos genéticos y

de estructura poblacional conlleva esta conservación. Reed Noss propone al ecosistema como el nivel de organización ideal para plantear estrategias de conservación. Por otra parte, el Enfoque Ecosistémico de la Convención sobre la Diversidad Biológica considera que un ecosistema puede ser desde un grano de arena hasta la atmósfera misma.

Por lo tanto, la conservación vista como meta de sistemas productivos o incluso de procesos de desarrollo social, conlleva una definición práctica de los ecosistemas o de los conjuntos de ecosistemas sobre los cuales tomamos decisiones e implementamos acciones, y la identificación clara de aquellos de sus atributos que es prioritario conservar, porque son una fuente de bienes o servicios ambientales o manifestaciones culturales que interesa preservar.

El desarrollo de estos nuevos conceptos y tecnologías es un reto ineludible que estamos afrontando en diversas instituciones del neotrópico, y para el cual la Revista Recursos Naturales y Ambiente espera servir como un foro donde se propongan y analicen modelos y experiencias de trabajo relevantes para los técnicos, para los productores y empresarios, para los gobiernos locales y para las autoridades estatales.

Tales propuestas conllevan, además de los retos biológicos implícitos, una participación y un análisis social creciente, pues la conservación es promovida en una amplia gama de ecosistemas: ya sea de tipo agrícola o agroforestal o constituidos por mosaicos de áreas silvestres con otras de uso agropecuario o urbano, áreas silvestres explotadas para la obtención de bienes o servicios y áreas degradadas en proceso de recuperación; en los casos de áreas silvestres protegidas no disturbadas, la conservación solo es viable a partir de una relación adecuada con los grupos humanos de su entorno.

A medida que los técnicos entendemos mejor el funcionamiento de los diversos ecosistemas y proponemos criterios de manejo adecuados, la conservación y el uso adecuado de los recursos dejan de ser un tema reservado para especialistas y se convierten en una actitud, en un conjunto de principios que pueden incorporarse en la vida de cualquier ciudadano, tanto del entorno urbano como del rural, particularmente en Latinoamérica, donde muchas de las ciudades son cercanas o están estrechamente vinculadas con grandes áreas naturales.

*Róger Villalobos
Director, Revista Recursos Naturales y Ambiente*

Certificación Forestal, Equidad y Participación¹

Chris van Dam

Universidad Nacional de Salta, Argentina.

Miembro del FSC.

cvandam@elsitio.net

vandam@unsa.edu.ar

El esquema de certificación forestal promovido por el FSC es uno de los intentos más concretos de llevar a la práctica el concepto de desarrollo sostenible.



Foto: Chris van Dam.

¹ El presente artículo es una versión resumida del documento de discusión preparado para la Conferencia Electrónica de la Red Participación CODERSA-EC LNV, la cual tuvo lugar del 5 de agosto al 1º de setiembre 2002 (www.red-participacion.com)

La certificación forestal –al menos el esquema que promueve el Forest Stewardship Council (FSC)– es uno de los intentos más concretos de llevar a la práctica el concepto de ‘desarrollo sostenible’. No solo se plantea como objetivo central el de promover un manejo forestal “socialmente beneficioso, ambientalmente responsable y económicamente viable”, sino que sus estándares de evaluación, los Principios y Criterios (P&C), buscan abarcar en forma equilibrada estas tres dimensiones e incluso su estructura organizativa interna, basada en tres cámaras –la social, la ambiental y la económica– con igual peso relativo, reflejan este enfoque.

Aunque cada vez más se piensa que la certificación forestal es un instrumento orientado al mercado, en sus orígenes fue concebido como una forma de enfrentar conjuntamente el deterioro ambiental y el deterioro social (Merino 1996, Meidinger 2001), especialmente en los bosques tropicales húmedos. En su esencia se quiso “incluir objetivos sociales como el beneficiar a quienes viven en el bosque o viven del bosque y de los productos del bosque” (Scrase 2000). El concepto de *equidad* ha estado centralmente asociado a la certificación FSC.

También el concepto de *participación* ha estado unido desde el inicio a la certificación FSC: una de sus particularidades es congregar al conjunto de actores (*stakeholders*) interesados o afectados por el manejo forestal y el mercado de productos forestales, y que sean estos los que definan los criterios y mecanismos de certificación, tanto a nivel global como nacional. Algunos, incluso, han asimilado la certificación forestal a una “convención forestal de la sociedad civil” (Thornber, Plouvier y Bass 1999). A lo largo del proceso de certificación se prevén mecanismos de consulta pública a los actores concernidos y a la sociedad civil en general.

Desde su creación, en 1993, la certificación forestal ha pasado de ser una simple propuesta de algunas organizaciones ambientalistas y de la industria para conciliar sus intereses, a un instrumento que regula porciones crecientes del mercado internacional de la madera. Son cada vez más las industrias de la madera y del mueble de cierta magnitud, como IKEA y Home Depot que asumen el compromiso público de sólo comprar y distribuir madera proveniente de bosques certificados: hoy existen más de 20 000 productos con el sello FSC (WWF 2001). El crecimiento del sector también puede visualizarse en la superficie de bosques certificados en el mundo: entre 1998 y enero 2002, sólo con el sello FSC, se ha pasado de 11,5 millones a 25,5 millones de hectáreas certificadas. En 1998, el Banco Mundial y WWF se propusieron unir sus esfuerzos para lograr que en el 2005 sean 200 millones las hectáreas certificadas (Counsell 1999).

Sin embargo, el instrumento no ha tenido el impacto originalmente deseado, en el sentido de favorecer a los países del Sur que poseen bosques tropicales y a las poblaciones que viven del bosque y dentro del bosque. Todo lo contrario: a junio del 2002 (FSC, junio 2002) los países del Norte poseen el 80% de la totalidad de bosques y plantaciones certificadas, y tres de ellos (Suecia, Polonia, y EEUU) poseen el 60%, con más de 17 millones de hectáreas, mientras que solo el 3% de la superficie está en manos de comunidades campesinas y pueblos indígenas.

Existe el temor de que, de no corregirse esta tendencia, la certificación forestal se convierta –a pesar de la finalidad con la cual fue creada– en un instrumento de mayor desigualdad, que favorezca a los consumidores, a los países ricos y, dentro de los países pobres, a las empresas o productores individuales, quienes tienen mayor capacidad para cumplir con los requisitos del FSC y

vincularse al mercado internacional.

Aunque parece una cuestión muy específica, la certificación forestal es un punto de encuentro del conjunto de temáticas que conforman la problemática forestal, desde la tenencia y acceso al recurso, hasta las relaciones entre productores y consumidores, la sostenibilidad del manejo en distintos ecosistemas, la conservación de la biodiversidad y otras tantas preocupaciones sociales y económicas. Es decir, que a partir del debate en torno a la certificación podemos recrear los debates más políticos vinculados a la equidad, a la participación y a la sostenibilidad.

El artículo analiza las diversas áreas-problema de la certificación para la equidad y la participación; para ello se revisa el estado del arte en torno al debate sobre estas cuestiones. La mayoría de la información, lamentablemente, está disponible solo en inglés, reflejo de la visión de las ONG del Norte sobre el tema.

Manejo Forestal Sostenible, Certificación Forestal y el FSC

La certificación es un proceso basado en la existencia de un mercado diferenciado y selectivo que promueve y reconoce el ‘buen’ manejo forestal. La principal motivación para estos mercados es el deseo de los consumidores de productos forestales de no ser cómplices de la deforestación en el planeta, especialmente de los bosques tropicales.

La certificación ha generado diversas expectativas e interpretaciones: para algunos es la única forma de poner freno a la tala ilegal o poco eficiente que realizan las grandes empresas madereras; “*los partidarios de la silvicultura social esperaban que proyectos de pequeña escala, de bajo impacto, manejados por comunidades obtendrían (con la certificación) acceso al mercado y otros beneficios*” (von Kruedener 2000). La certificación también ha sido entendida (Merino 1996) como “*un punto intermedio entre la utopía y la*

viabilidad”, “una forma de concebir y de practicar la sostenibilidad”, donde finalmente “los mercados dan importancia a factores que tradicionalmente percibieron como ‘externos’, como es el caso de los recursos naturales y las condiciones sociales vinculadas a los procesos de producción”.

Aunque la certificación promueve el manejo y aprovechamiento forestal sostenible, es conceptualmente distinto a este: mientras un plan de manejo solo incluye aspectos productivos y ambientales, la certificación presupone la existencia del plan, pero agrega además criterios sociales y económicos y otros criterios ambientales. El manejo tiene pautas flexibles (en función del tipo de bosque, del objetivo productivo, de la ‘corriente teórica’ en la cual se inspire, etc.); la certificación tiene normas mínimas estrictas. El manejo no garantiza beneficios comerciales ni un sello de reconocimiento; la certificación, en cambio, garantiza un estándar al consumidor y provee de un sello verde al productor que le permite acceder, en teoría, a nuevos mercados. El buen manejo es una exigencia nacional; la certificación tiene valor internacional. El manejo solo requiere de la firma de un profesional forestal; la certificación está atada a un sinnúmero de trámites y procedimientos.

El FSC no es el único organismo de certificación forestal; existen otros dos mecanismos de envergadura internacional, como el Pan-Europeo y las series ISO 14000, además de docenas de programas nacionales de certificación, algunos basados en

el FSC y otros independientes (Thorner, Plouvier y Bass 1999). Para Bass (2001), “la proliferación de esquemas de certificación se ha convertido, tal vez, en el tema que actualmente más afecta a la certificación forestal”.

De los diez Principios para la certificación, tres se refieren a las dimensiones sociales³:

- Principio 2: Derechos y Responsabilidades de Tenencia y Uso
- Principio 3: Derechos de los Pueblos Indígenas
- Principio 4: Relaciones Comunales y Derechos de los Trabajadores.

Como veremos más adelante, en el propósito y en la forma como están redactados los respectivos criterios de estos tres Principios radican algunos de los nudos gordianos de la equidad en la certificación FSC.

Balance después de casi una década

A casi 10 años de haberse iniciado la certificación FSC⁴, las cifras son bastante elocuentes:

- A junio 2002, el FSC reportaba un área total de 28 531 198 ha⁵, con 423 certificados de manejo forestal otorgados en 56 países.
- De los 423 certificados, 49 (el 11,5%) eran comunales; es decir de comunidades campesinas o pueblos indígenas. Pero en conjunto sólo abarcaban 874 066 ha; o sea, el 3% del total de la superficie certificada.
- Del total del área de bosques comunales certificados, más del 85% están en dos países, México (502 656 ha⁶) y Guatemala (245 350 ha).

■ El 80% del área certificada está en los países ricos, y solo tres –Suecia, Polonia y Estados Unidos– concentran el 60% de la superficie mundial certificada.

■ Las unidades de más de 100 000 ha públicas o privadas, 57 (13,5% del total de las Unidades de Manejo Forestal (UMF) certificadas), poseen 80,5% del total de la superficie certificada.

A partir de estos datos, pueden sacarse algunas conclusiones:

■ Los países del Norte y las grandes unidades de manejo forestal son, principalmente, los que han logrado acceder a la certificación.

■ Salvo en un área muy específica del planeta –la selva lacandona mexicana y guatemalteca– la certificación no ha alcanzado a los pueblos indígenas y comunidades campesinas.

■ No han sido los bosques tropicales los que han logrado ser certificados, como era el propósito del FSC, sino por el contrario, han sido los bosques templados y boreales.

Estos datos no son ninguna novedad para quienes han seguido las tendencias: hace tres años, cuando el área certificada era aproximadamente la mitad de la superficie actual, Counsell (1999) señalaba que Suecia, Polonia y Estados Unidos tenían el 75% de la superficie de bosques certificados, que las UMF de más de 100 000 ha contaban con el 85% de la superficie, y que solo el 3% de la superficie certificada era comunal. En ese entonces, los bosques comunitarios representaban el 34% de las UMF certificadas, mientras hoy representan el 11,5%, lo

³ El Principio 2 está orientado a garantizar que no se certifique un bosque o plantación en un área en conflicto con comunidades locales, o susceptible de generar un conflicto de tenencia y acceso. El Principio 3 tiene el propósito de proteger a los pueblos indígenas y el acceso a sus recursos, territorios y lugares de especial importancia, así como el respeto y compensación a sus conocimientos tradicionales. El Principio 4 tiene dos propósitos; por un lado, busca que se respeten los derechos económicos y sindicales de los trabajadores de la operación forestal y, por otro lado, que las poblaciones y comunidades aledañas reciban algún beneficio por parte de la empresa o comunidad encargada de la operación.

⁴ Este artículo fue escrito originalmente en julio 2002; por ello, algunas cifras están desactualizadas (en abril 2003, el FSC ya reportaba más de 36 millones de hectáreas certificadas); sin embargo, las tendencias siguen siendo las mismas.

⁵ La cifra es impactante y da cuenta de la progresión geométrica que se va dando en cuanto a superficie certificada. Sin embargo, el área mundial que estaría produciendo madera industrial para diferentes necesidades en los próximos 20 a 30 años no llega al 5%: 600 millones de hectáreas, según un informe del WWF del 2001 citado por Bass (2001).

⁶ Según Robinson (2000), en octubre del 2000, 21 ejidos y 7 comunidades indígenas mexicanas tenían aproximadamente 850 000 ha de bosque certificado. Ello significa que en menos de dos años cerca de 350 000 ha (41%) de esos bosques perdieron su certificación.

cual indicaría que su peso relativo ha decrecido fuertemente en los últimos tres años⁷.

América Latina parece haber tenido un particular interés en los procesos de certificación forestal, como lo demuestran sus 3,5 millones de hectáreas de bosques y plantaciones certificadas. Esto equivale a 12,2% del total y 73,3% de la superficie total certificada en África, Asia y América Latina; es decir que su situación relativa ha mejorado fuertemente con respecto a 1999⁸. Pero si América Latina ha logrado que la superficie certificada crezca en más de un 350% en solo tres años, se trata –salvo los casos ya anotados de México y Guatemala– de emprendimientos privados, medianos y sobre todo grandes. Un 40,7% del área

son bosques naturales privados de más de 10 000 ha y un 35,7% son plantaciones privadas de más de 5000 ha. Si excluimos a México y Guatemala, estas cifras son del 50,7% y 46,6%; es decir que en el resto de América Latina, más del 97% del área certificada pertenece a productores forestales y empresas privadas medianas y grandes, lo cual refleja lo mismo que sucede en los países ricos.

Estos datos confirman la sospecha de Thornber, Plouvier y Bass (1999), en el sentido de que, dado que las plantaciones son menos complejas que los bosques nativos, son más fácilmente certificables. Según estos autores, ello explicaría que mientras que se estima que las plantaciones industriales cubrían

menos del 5% del total de las áreas forestales aprovechables del mundo, las plantaciones ya representaban en 1999 el 7% del área certificada a nivel mundial. Los datos del Cuadro 1 muestran que en el 2002, y particularmente en América Latina, las plantaciones representan más del 35% del área certificada. Dos motivos adicionales para este crecimiento exponencial de las plantaciones certificadas en la región serían que, por un lado, se trata de plantaciones grandes dirigidas a mercados de exportación que requieren un sello verde; por otro lado que, al ser el fruto de inversiones importantes, ya realizan un buen manejo forestal o les es relativamente fácil hacerlo en vistas a certificarse. No les resulta, entonces, caro pagar el costo de la certificación, especialmente por la escala de producción en la que se encuentran.

Los logros más importantes de la certificación forestal son los siguientes:

- Algunos señalan que la certificación ha permitido promover un manejo forestal sostenible, allí donde muchos otros programas e instrumentos habían fracasado (proyectos de cooperación técnica, exigencia de planes de manejo, planes de acción forestal en los trópicos, etc.). Otros piensan que, en realidad, ha premiado a quienes ya hacían un buen manejo, permitiéndoles acceder a nuevos mercados, pero que no ha tenido mayor impacto en quienes siguen haciendo un manejo deficiente o no sostenible del bosque (Counsell 1999, Thornber, Plouvier y Bass 1999).
- La certificación también ha llevado a que las empresas forestales modifiquen pautas de gestión y de conducta en sus relaciones con los

Cuadro 1.
Tipos de bosques y plantaciones certificadas por el FSC en América Latina (junio 2002)

País	Privado - Bosque Natural		Privado - Plantación		Comunal		Total
	<10 000 ha	>10 000 ha	<5 000 ha	>5 000	<10 000 ha	>10 000 ha	
Argentina			3 892	24 764			28 656
Belice		95 800					95 800
Bolivia		927 263					927 263
Brasil	12 184	333 025	4 857	806 394	900		1 157 360
Chile			2 014	247 082			249 096
Colombia				20 056			20 056
Costa Rica	9 052		17 998	58 936			85 986
Ecuador	1 341			20 000			21 341
Guatemala		64 869	2 242		25 621	219 729	312 461
Honduras					13 868		13 868
México					60 731	441 925	502 656
Nicaragua	3 500						3 500
Panamá			1 263	7 120			8 383
Uruguay				62 004			62 004
Total	26 077	1 420 957	32 266	1 246 356	101 120	661 654	3 488 430
	0,75%	40,73%	0,92%	35,73%	2,9%	18,97%	100,0%

Fuente: Datos del FSC (junio 2002) procesados por el autor.

⁷ Es interesante notar, por ejemplo, que el muy estudiado y citado caso de las comunidades chiquitanas de Lomerio (véase p.ej. Markopoulos 1998), ya no figura en la lista de operaciones certificadas por el FSC en junio de 2002, con lo cual Bolivia ya no tiene ningún área comunal certificada. También ha desaparecido del listado, la Asociación San Migueleña de Conservación y Desarrollo (ASACODE), la única comunidad de Costa Rica que gozaba, hasta hace poco, de la certificación FSC.

⁸ Thornber señala que en 1999, África tenía el 12% del área mundial certificada, Asia el 1% y América Latina el 6%. Hoy África solo tiene el 3,6%, Asia el 0,85%, mientras América Latina tiene el 12,2%

trabajadores y las comunidades vecinas.

- En algunos países, la certificación ha tenido influencia en las políticas públicas y ha permitido sensibilizar a la opinión pública en torno a la deforestación, degradación y mal manejo de los bosques.
- El FSC ha promovido los ‘Grupos de Compradores’ de productos certificados, creando mercados específicos para estos productos⁹.

Sin embargo, el proceso sigue teniendo aún muchas asignaturas pendientes:

- No se concretizó el sobreprecio que se esperaba para los productos certificados (Robinson 2000).
- La certificación es una exigencia creciente, pero solo en el comercio internacional de madera. No tiene mayor valor en los mercados nacionales o regionales, ni tampoco para los productos forestales no madereros.
- La certificación implica un significativo costo adicional, especialmente cuando se trata de superficies pequeñas y de economías campesinas. Las modalidades de certificación en grupo requieren una acertada organización de parte de los productores. El FSC está trabajando con mecanismos de certificación de bosques pequeños y de baja intensidad de manejo (SLIMF, por sus siglas en inglés).

En el centro del debate está la forma y el ritmo con el cual debiera crecer el FSC y las áreas certificadas (Counsell 1999). Mientras algunos piensan que cuantas más sean las

áreas certificadas más rápidamente se instalará el concepto de manejo forestal sostenible y más fuerza tendrá el FSC de cara a los demás esquemas de certificación, otros argumentan que este crecimiento conspira contra la credibilidad del instrumento y contra los objetivos sociales declarados, ya que deja a los más débiles en el camino.

La certificación ha tenido influencia en las políticas públicas y ha permitido sensibilizar a la opinión pública en torno a la deforestación, degradación y mal manejo de los bosques.

Economía de la Certificación y Equidad

“Los resultados de la certificación no se han visto pero potencialmente parecen importantes” decía Carlos Vicente¹⁰. Esta frase nimia resume bien la sensación que tienen varios de los que iniciaron el proceso de certificación. ¿Cuáles, entonces, han sido sus motivaciones?

En general, podríamos señalar que seis son las razones más importantes para certificarse:

1. Las exigencias del mercado, básicamente para quienes exportan a los mercados europeos y norteamericanos.
2. La esperanza de conseguir un mejor precio para la madera.

3. La imagen y el prestigio que implican tener la certificación, ante la opinión pública, los accionistas, futuros inversionistas, compradores¹¹, etc.

4. Exigencias no vinculadas a factores económicos¹².

5. La posibilidad de acceder a nuevos mercados -p.ej., para maderas tropicales poco conocidas.

6. Las facilidades ofrecidas por distintos organismos internacionales -p.ej., el WWF- que ofrece asistencia técnica y apoyo financiero gratuito para quienes quieran certificarse.

No es claro aún -faltan estudios al respecto- cuáles de estas expectativas se han cumplido y cuál ha sido el impacto ambiental, económico y social de las empresas, productores y comunidades que han logrado certificarse.

La decisión de certificarse implica tres costos¹³ adicionales para una empresa o comunidad:

- Los costos asociados a lograr un buen manejo forestal, según lo exigido por los Principios y Criterios del FSC.
- Los costos de la propia certificación.
- Los costos anuales, también pagados a las certificadoras, para poder mantener la certificación (visitas anuales de monitoreo).

Con respecto al primero de estos costos, es obvio que estos serán mayores cuanto más distante de poder cumplir las exigencias del FSC se encuentre la UMF. Por ejemplo, si no cuenta con un plan de manejo forestal o un estudio de impacto am-

⁹ Scrase (2000) señala que solamente para Gran Bretaña, la demanda de los grupos de compra de productos certificados representa US\$4000 millones al año, alrededor del 18% del mercado británico de madera.

¹⁰ Secretario de Bosques del Estado de Acre (Brasil). Acre es uno de los estados más pobres y más aislados de la Amazonia brasileña, y uno de los que más esfuerzos ha hecho en apoyar la certificación forestal de sus comunidades campesinas y extractivistas (comunicación personal).

¹¹ Como es el caso de un buen número de diseñadores y fabricantes de muebles exclusivos en Sao Paulo y Río, que han conseguido certificar su Cadena de Custodia (Tasso Azevedo, IMAFLORA, Comunicación personal, marzo 2000).

¹² Como en el caso de Precious Woods (Amazonas - Brasil), donde fue una exigencia de los accionistas suizos, o en el caso de las concesiones forestales en Petén, Guatemala, donde era una de las exigencias del gobierno en el contrato de concesión.

¹³ Para que el lector tenga una idea, reproducimos algunos de los costos adicionales identificados por uno de los grupos beneficiados con las concesiones forestales en Petén: (a) elaboración del plan operativo anual que incluye inventario y plan de manejo del área para ese año: US\$5300; (b) costo de la certificación inicial: entre US\$7000 y 10 000; (c) costo del monitoreo anual: US\$3000; (d) seguro social (10% de los salarios de los 28 socios): US\$3000/año; (e) seguro de vida para los 28 socios, US\$5500/año. (Concesión Comunitaria Forestal “Impulsores Suchitecos” de Melchor de Mencos, Guatemala, comunicación personal, marzo 2000)

biental, o si no existen dispositivos para el manejo de agroquímicos, o no cumple con la legislación laboral. De allí que los costos asociados a lograr un buen manejo forestal sean mucho menores para una gran empresa en un país desarrollado –donde en general ya cumple con normas nacionales bastante estrictas– que para un pequeño emprendimiento en un país pobre: “*Quienes pueden cosechar el máximo son en general a quienes menos les cuesta*” (Thornber, Plouvier y Bass 1999).

De la misma manera, el costo de la certificación puede ser asimilado a un costo casi fijo, lo cual favorece a quienes operan en mayor escala y castiga a los pequeños¹⁴. Y si pensamos, con cierto sentido común, que los diversos costos de la certificación deben ser pagados con la producción, quienes menos superficie tienen, o quienes tienen un bosque poco productivo, o con especies de bajo valor comercial, no pueden pensar que estos costos serán compensados alguna vez.

Uno de los nudos gordianos de la certificación FSC es la particular relación de la certificación forestal con el mercado: si bien la certificación es una exigencia del mercado, o de los consumidores, la totalidad de los costos se cargan a los productores; pero por otra parte, contar con la certificación no garantiza acceso al mercado. En otras palabras, tanto los costos como los riesgos son para los productores, mientras que la industria y los consumidores no tienen ni costos ni riesgos adicionales: con la sola exigencia y el mismo precio consiguen madera que les permite mejorar su imagen frente a la opinión pública, conformar a las organizaciones ambientalistas y liberarse de sus culpas.

Como señalan varios autores (Thornber, Plouvier y Bass 1999,

Bass 2001, De Camino y Alfaro 2000), no solo existen claros indicios de que los compradores/distribuidores en el Norte no están dispuestos a pagar más por madera certificada, pero que son aquellos que están al final de la cadena productiva quienes están capturando todo el valor agregado y los beneficios financieros que otorga la certificación forestal. Al contrario de lo que sucede con los mercados de productos orgánicos o con los ‘mercados justos’, en el mercado de productos forestales certificados el beneficio no es para el productor.

Algunos han querido ver en la certificación un factor selectivo interesante del mercado sobre los productores, en tanto que premiaría a quienes hacen un manejo sostenible y castigaría a quienes no lo hacen. Pero, tal vez debiera ser visto más bien como un factor de exclusión, en la medida en que solo beneficia a quienes tienen las condiciones para acceder a mercados internacionales o de exportación, cuentan con la información y contactos para acceder a esos mercados y la escala de producción, la estructura de costos y la capacidad financiera para jugar en las ‘grandes ligas’. Mientras los mercados nacionales (y más aún los regionales y locales) no le den valor a los productos forestales certificados, ni exista una retribución al esfuerzo del productor por hacer un buen manejo de su bosque y conseguir la certificación, es poco probable que la certificación, como mecanismo de mercado, tenga algún efecto en los pequeños productores y las comunidades indígenas. Por el contrario, parece un factor de mayor desigualdad porque excluye a los más pobres y débiles, al no poder cumplir con los requisitos, y porque mejora las condiciones de inserción en los mercados de los más grandes.

En el caso de las comunidades rurales, la certificación ha sido un proceso inducido externamente por ONG nacionales e internacionales (tanto en México (Robinson 2000) como en Guatemala y Bolivia). La certificación ha sido percibida como un engranaje del cual luego es difícil salirse, ya que el apoyo técnico y financiero, en general, solo cubre la primera etapa de evaluación; las comunidades deben luego costear los monitoreos anuales de la certificadora. Una vez que se ha ingresado al mercado de madera certificada, luego se hace difícil escapar del círculo vicioso manejo-certificación-mercado.

Una segunda dimensión central para analizar la equidad del esquema de certificación FSC es la existencia de un único patrón de exigencias o requisitos (Principios y Criterios)¹⁵, que no discrimina según tipos de productores y empresas, ecosistemas, etc. Sólo muy recientemente las Iniciativas Nacionales han empezado procesos de elaboración de estándares regionales –las cuales deben ser refrendadas por el FSC. Hasta la fecha, no existen estudios que permitan ver si los estándares regionales han contribuido a facilitar el acceso a la certificación. También es reciente la decisión del FSC de elaborar estándares para bosques pequeños y de baja intensidad de manejo, como se ha mencionado (SLIMF).

Esta característica del FSC lo diferencia de otros esquemas de certificación más flexibles, como las normas ISO 14000 o la certificación forestal LEI (Lembaga Ekolabel Indonesia), cuyo propósito al otorgar el sello o la etiqueta es premiar la voluntad y el esfuerzo de cada uno. En estos esquemas, la certificación es vista como un proceso y no solo un producto, y se reconoce que los puntos de partida son diferentes.

¹⁴ El costo de la certificación por hectárea es de US\$21,33 para un bosque de 750 ha y US\$0,55 para un bosque de 80 000 ha (De Camino y Alfaro 1998).

¹⁵ No es claro, incluso, en qué medida este enfoque estaría en contradicción con el artículo 9 del Reglamento Interno del FSC, que señala que el “FSC deberá promover el acceso equitativo a la acreditación y la certificación y evitar la discriminación hacia los certificadores de operaciones forestales de pequeña escala”.

Como señala Merino (1996), “para alcanzar una comprensión válida y objetiva de las dimensiones socio-culturales que hacen a los usos del bosque y sus perspectivas para la sostenibilidad, la evaluación debiera ser capaz de dar cuenta de las peculiaridades y dinámicas de cada caso... la idea de medir la sostenibilidad con una única escala (con los mismos criterios y ponderaciones) es inadecuada para entender las dimensiones sociales de la sostenibilidad, considerando las profundas diferencias entre países, regiones, tipos de bosques, etc.”. Merino propone “usar criterios metodológicos abiertos antes que principios estáticos, normativos”. Brenes (1999) en la misma línea propone “la deshomogeneización de indicadores” y la construcción de indicadores particulares para cada ecosistema y región. Thornber, Plouvier y Bass (1999) lo vinculan a las estrategias con las cuales han sido definidos los estándares: “los niveles de participación en el proceso de desarrollo de los estándares define el ‘modelo’ particular de silvicultura sostenible sobre la cual se basan. La aplicabilidad de un modelo general a la amplia diversidad de emprendimientos, sistemas de producción, tipos de bosque y regiones que desean cubrir puede ser cuestionada”.

FSC, institucionalidad, actores y participación

Todo esquema de certificación tiene como propósito asegurar la credibilidad del consumidor sobre los atributos del producto que está adquiriendo, los cuales no son observables a simple vista. La credibilidad reposa, a su vez, en la transparencia de los procedimientos, que en el caso del FSC –como señala Counsell (1999)- se basa en tres características: (a) la existencia de certificadores independientes; (b) los Principios y Criterios acordados

como vara para medir si hay o no manejo forestal sostenible; (c) una membresía representativa del conjunto de actores interesados o afectados por la actividad forestal, en cuyo interjuego se deciden las políticas del FSC.

Una de las piezas más neurálgicas de todo el proceso son las empresas certificadoras, las que requieren ser acreditadas por el FSC. De las once empresas acreditadas hasta mayo 2002, diez eran del Norte¹⁶. La única del Sur es sudafricana y solo está autorizada a realizar certificaciones en su país. Las empresas compiten entre ellas muy fuertemente para conseguir clientes; en especial porque se trata de un mercado hasta ahora bastante reducido. Teóricamente, el FSC supervisa a las certificadoras, aunque ha habido numerosas quejas de que el FSC ha sido demasiado laxo y se ha hecho de la vista gorda en numerosas oportunidades (Counsell 1999, Johansson *et al.* 2000, Freris y Laschefski 2001). El FSC ha suspendido temporalmente a varias certificadoras por mala praxis en los últimos años.

Desde su inicio, el FSC se concibió a sí mismo como una institución participativa y plural: sus miembros –personas o instituciones- tienen la posibilidad de influir en las políticas institucionales, pues periódicamente son invitados a revisar los documentos de posición, proponer mociones a la Asamblea de miembros y participar en la elección de sus representantes al Consejo Directivo. Además, participan de las Iniciativas Nacionales, cuyo objetivo es desarrollar estándares regionales que puedan complementar los P&C del FSC, tomando en cuenta el contexto nacional o determinados ecosistemas en particular.

El FSC ha estructurado su proceso de participación bajo un sistema de cámaras: inicialmente fueron dos,



Foto: Chris van Dam.

Las que están al final de la cadena productiva son quienes capturan el valor agregado y los beneficios económicos de la certificación forestal.

la económica (con el 25% de los votos) y la socio/ambiental (con el 75%), pero la industria y el comercio se sentían sub-representados, por lo que en 1996 se decidió que hubiera tres cámaras (la ambiental, la económica y la social), cada una con un tercio de los votos y subdivididas en subcámaras del Norte y del Sur, cada una con el 50% de los votos de la cámara (Thornber, Plouvier y Bass 1999).

Este sistema, formalmente, reequilibra la menor membresía de los países del Sur y de las cámaras ambiental y, sobre todo, social. Como puede verse en el Cuadro 2, la membresía del Sur era de 27,2% en 1999 y 25% en el 2002, en tanto que la cámara social ha crecido apenas en ese lapso: 16,6% y 17,9% en 1999 y 2002, respectivamente.

Sin embargo, la formalidad participativa no parece corresponder a lo

¹⁶ Algunas de ellas tienen convenios con organizaciones del Sur, que actúan como sus subsidiarias. Tal es el caso de Recursos Naturales Tropicales (Costa Rica) que representa a SGS-Qualifor en América Latina, o Imafloa (Brasil), que representa a Smartwood-Rainforest Alliance en Brasil.

Cuadro 2.

Membresía del FSC, por cámara y región (julio 1999 y marzo 2002)

	Julio 1999		Marzo 2002	
	Miembros	%	Miembros	%
Ambiental del Norte	96	30,7	134	24,8
Económica del Norte	94	30,0	203	37,5
Social del Norte	38	12,1	69	12,7
Ambiental del Sur	41	13,1	59	10,9
Económica del Sur	30	9,6	48	8,9
Social del Sur	14	4,5	28	5,2
Total		313		541

Fuentes: Los datos de 1999 han sido tomados de Thornber, Plouvier y Bass (1999); los de 2002 del FSC: www.fscoax.org

que sucede en los hechos, en términos de influencia sobre las políticas del FSC. Existen varias razones para ello:

- Los miembros del Norte son quienes mayormente concurren a las asambleas y a otras reuniones del FSC. Para una organización del Sur es sumamente costoso participar de estas reuniones. Prácticamente todas las organizaciones que investigan, analizan y debaten acerca de la certificación forestal (EFI, Pro-Forest, GTZ, IIED, etc.) son del Norte¹⁷.
- En el FSC, los clientes (la industria, los gobiernos), las empresas certificadoras y los donantes (WWF, Fundación Ford, etc.), a pesar de no ser miembros, tienen mucha más influencia que los miembros en las decisiones que se toman (Counsell 1999, Thornber, Plouvier y Bass 1999, Meidinger 2001).
- Muchos de los actores sociales, pueblos indígenas, organizaciones campesinas, pequeños empresarios y productores están sub-re-

presentados, carecen de información, no tienen los medios para asistir a las reuniones o influenciar y están en desventaja. No sorprende, por ejemplo, que la cámara social sea la menos organizada y la que menos influencia ejerza.

Como señalan Thornber, Plouvier y Bass (1999) *“aquellos que no participan del juego probablemente no influyan en las reglas, ni sean concientes de que pueden hacerlo”*. Y Meidinger (2001) concluye al respecto que *“a pesar del modelo elaborado de actores, hay espacios donde el FSC sigue siendo sorprendentemente no participativo y no transparente”*.

Otro aspecto neurálgico –uno de los más perturbadores para la transparencia y credibilidad del proceso de certificación– es el que corresponde a las empresas certificadoras acreditadas por el FSC. La hipótesis es que su independencia y la calidad de su juicio se garantiza por tratarse de compañías privadas, terceros (*“third-parties”*) sin vínculo alguno con los productores forestales o em-

presas a quienes deben certificar y con cierta trayectoria y solidez profesional. La experiencia demuestra que esto no es así por dos razones fundamentales:

1. Las certificadoras son juez y parte: por un lado son quienes deben decidir si el productor o empresa forestal será certificado o no y, por otro lado, es ese mismo productor o empresa quien les paga. Toda certificadora sabe que una posición demasiado rígida, apegada estrictamente a las normas FSC, significará que otros potenciales clientes a la larga opten por otra certificadora más laxa o flexible¹⁸. Como señala Johansson *et al.* (2000) *“es como si los alumnos pudieran contratar a los profesores que pondrán nota a sus exámenes”*. El proceso de certificación, además, como todo proceso de evaluación, implica un juego de poder entre el evaluador y el evaluado; en ese sentido, tampoco es lo mismo no otorgar la certificación a una gran empresa que a una comunidad indígena.
2. La lógica de las certificadoras, como la de cualquier empresa privada, es la ganancia y ello tiene varias implicaciones:
 - Hay gran interés en promover un rápido crecimiento de la superficie de plantaciones y bosques nativos a certificar, aunque ello vaya en desmedro, como hemos visto, de cuestiones como la calidad, la equidad, la sostenibilidad del proceso (y de la capacidad del FSC de monitorear la calidad del trabajo de las certificadoras). Todo cliente nuevo implica un ingreso anual por monitoreo durante los siguientes cinco años, y de mantenerse una relación amigable certificador-cliente, la relación va mucho más allá.

¹⁷ De Camino y Alfaro (2000) señalan la percepción generalizada en América Latina de que la certificación es una iniciativa de las ONG del Norte que promueven el paradigma conservacionista del Norte, para beneficiar a consumidores del Norte.

¹⁸ No sorprende que una importante empresa forestal en América Latina haya decidido, antes de elegir a la empresa que la certificaría, visitar empresas brasileñas que se habían certificado con las cuatro certificadoras más importantes del momento para saber con cuál sería más sencillo.

- Hay interés por tener como clientes a las empresas más importantes, con mayor superficie forestada. Y más aun si tienen plantaciones y hacen un buen manejo, pues esas condiciones facilitan el proceso de certificación y permiten una mejor facturación.
- En un mercado relativamente reducido como el actual (en relación al número de certificadoras acreditadas, once), las certificadoras compiten fuertemente entre ellas (De Camino y Alfaro 1998) lo cual lleva a que haya todo tipo de ‘estrategias comerciales’ para llevarse una mayor porción de este -por ahora- limitado mercado. Entre otros, una “carrera hacia la no excelencia –disminuyendo los estándares” para atraer clientes (Bass 2001).
- Con costos fijos relativamente altos, los costos de la certificación son desproporcionadamente altos¹⁹, y esto aleja a las pequeñas empresas y productores.
- Las certificadoras no tienen compromiso alguno con las empresas que certifican, ni con el hecho de que se beneficien o no con ello: algunas certificadoras entusiasman y tientan a los productores con tal de certificarlos (Scrase 2000, De Camino y Alfaro 1998).

Todos estos factores hacen que las certificadoras estén muy lejos de ser hoy esas terceras partes independientes que garantizan la objetividad y la rigurosidad que exige el proceso de certificación; por el contrario, tienen intereses creados y existe evidencia de que influyen en las decisiones del FSC, más que muchos de sus miembros (Counsell 1999).

Foto: Chris van Dam.



Mientras los mercados nacionales no le den valor a los productos por el buen manejo de su bosque para alcanzar la certificación, es poco probable que la certificación, como mecanismo de mercado, tenga algún efecto en los pequeños productores y en las comunidades indígenas.

Finalmente, existe otra dimensión que tiene implicaciones en la transparencia y credibilidad de la certificación: la consulta pública previa a la evaluación principal y la difusión pública de los informes luego de otorgada la certificación. El principio es claro: dado que el proceso de evaluación es corto y necesariamente parcial e incompleto, nada mejor que permitir que todos aquellos actores que tuvieran algún reparo a la certificación de tal o cual empresa puedan, antes o después de la evaluación, hacerse escuchar. Sin embargo, por obvias razones, tanto los clientes como las certificadoras –que se deben a los primeros- han ido tergiversando este principio, ya sea, no consultando a todos los involucrados (Johansson *et al.* 2000), haciéndolo con muy poca anticipación, difundiendo solo un resumen de su informe de evaluación, o solo a través de Internet y en idioma inglés, a sabiendas que los afectados no tienen acceso a la Web o no hablan ese idioma (Johansson *et al.* 2000). Las certificadoras alegan que eso se de-

be a la necesidad de garantizar la confidencialidad de la información –el secreto comercial de sus clientes y el de sus propios métodos y técnicas de evaluación frente a otras empresas de certificación (Counsell 1999). Todo ello ha ido abrumando al FSC y conspira contra uno de los principios de la certificación forestal: la posibilidad de que todos los actores involucrados o afectados participen en el proceso.

Las dimensiones sociales de la certificación

El FSC, como ya se ha señalado, otorga una importancia fundamental a ‘lo social’: tres de los diez principios de evaluación son sociales, y la cámara social tiene un peso equivalente a las otras dos cámaras. Pero, ¿cuál es la concepción de ‘lo social’ que tiene el FSC²⁰?

En general, los estándares sociales del FSC son más ambiguos o menos precisos que los estándares ambientales o los económico-productivos. Esto es, en gran medida, el resultado de quienes han participado

¹⁹ Bass (2001) y Thornber, Plouvier y Bass (1999) señalan la tendencia de algunas certificadoras a emplear cada vez más profesionales locales y pequeñas empresas para abaratar costos en países del Sur. La evidencia más bien señala que se trata de una estrategia para franquiciar la certificación e, incluso, incrementar las ganancias a partir de costos más bajos.

²⁰ Es importante señalar que el FSC está elaborando su nueva Estrategia Social, fruto de un mandato de la Asamblea de 1996 y reafirmado en su Asamblea de 1999. El documento borrador (junio 2002) propone “dar reconocimiento a la preocupación de los ‘participantes sociales’ del FSC por formular los valores sociales centrales para el FSC, y traducir estos ideales en objetivos, resultados y actividades específicos y vinculados estrechamente con el trabajo central de la organización: la creación de estándares, la acreditación y el etiquetado”. En esta sección hemos tomado en cuenta la política vigente, ya que la nueva estrategia social aun no ha sido aprobada por el FSC. Para mayor información sobre esta, escribir a social@fsoax.org

en la definición de tales estándares: científicos y profesionales, especialmente ecólogos y forestales (Meidinger 2001). Las organizaciones sociales han tenido una participación limitada y también los científicos sociales.

La visión social del FSC está básicamente acotada a la “buena vecindad y al trato justo”. No debe existir atropello a los derechos de los vecinos colindantes, especialmente en lo que se refiere a tenencia y acceso al bosque y más aun si se trata de poblaciones indígenas; los trabajadores deben gozar de todos los derechos sindicales y beneficios sociales a los cuales alude la legislación laboral del país; se debe apoyar, en la medida de lo posible, a las comunidades aledañas creando “oportunidades de empleo, capacitación y otros servicios” (FSC 1999). Este doble propósito –comunidades del entorno y trabajadores de la empresa- parece más bien orientado a resguardar la imagen pública de la empresa y del FSC, antes que a asegurarse que la empresa cumpla una función social, o que se verifique el impacto social que lleva implícito el concepto de manejo forestal *sostenible*. En realidad, lo que está en discusión es cuál debe ser la función social de un productor o empresa maderera, y qué entiende el FSC por ‘socialmente beneficioso’ (cf. objetivo central del FSC).

En América Latina, sin embargo, donde los derechos por la tenencia y acceso a la tierra y el bosque de los pueblos indígenas han sido históricamente violados, donde las empresas suelen escamotear a sus trabajadores los derechos que les otorga la legislación laboral y donde existen numerosos conflictos sociambientales con comunidades rurales pobres, los estándares sociales del FSC -de

ser aplicados²¹- implican de por sí avances importantes, o al menos restricciones para que muchas empresas puedan acceder a la certificación

Pero más allá de esta contribución, es poco probable que con esta visión de lo social, la certificación pueda contribuir a mejorar las condiciones de vida de la población que vive del bosque, dentro del bosque o en áreas boscosas, o que pueda contribuir al desarrollo socioeconómico de una región o país pobre. Esto se debe a los factores ya señalados que tienden a excluir a las comunidades campesinas y pueblos indígenas de los beneficios de la certificación. Pero también porque, en el caso de un manejo empresarial, la certificación no promueve un desarrollo fuera del perímetro de la propiedad. La certificación tiene una mirada centrada en la UMF (o en la empresa), cuando el punto de partida debiera ser la trama de presiones y amenazas sobre el recurso (Merino 1996) y cómo el ‘buen’ manejo forestal puede contribuir a resolver esa trama, asegurando la sostenibilidad no solo del bosque, sino del proceso de desarrollo.

El problema es que la certificación FSC considera a la empresa o comunidad como una isla, que se la puede mirar en sí misma y desligada de su contexto²². De hecho, muchas de las grandes empresas cuyos bosques o plantaciones han sido certificados funcionan como economías de enclave, sin más impacto en la región que el limitado empleo que generan (y muchas veces son trabajadores traídos de otros lados); todos sus insumos vienen de fuera: técnicos, maquinaria, materiales; toda su producción es ‘exportada’ fuera de la región y no es punto de partida de ningún desarrollo local. En ese sentido, el ‘buen’ manejo forestal –más allá de que busque un rendimiento

sostenido del recurso, considera al bosque como un simple capital natural y no se diferencia en nada de lo que suele suceder con la explotación de un recurso no renovable, como los hidrocarburos o la minería.

La certificación no debiera hacer abstracción ni del modelo de desarrollo que promueve, ni de quienes se están beneficiando del manejo forestal (Freris y Laschefski 2001), ni de la forma como la propuesta de manejo forestal está contribuyendo a resolver (o no) los factores que promueven la deforestación o degradación del bosque a largo plazo. Si pensamos que el bosque y la biodiversidad son un patrimonio social que debe beneficiar a la gente, a la zona, convirtiéndose en motor de una economía local, entonces decididamente en el FSC falta un principio -y tal vez el más importante- el que podríamos denominar ‘Consecuencias socio-económicas para el desarrollo local y regional’.

Algunos consideran que el desarrollo local y regional no es responsabilidad de una unidad de manejo forestal (Merino 1996). En realidad, esta objeción procede de lo que Leff (1986) denomina racionalidad económica, la cual mira el problema desde la industria, y opuesta a la racionalidad ambiental que se situaría desde la región o ecosistema. La cuestión reside en saber cuán genuino es el interés en que el manejo forestal contribuya realmente al desarrollo local y en qué medida el mercado está dispuesto a reconocer ese costo incremental. Como hemos visto, esta primera década de certificación nos muestra una serie de actores en el Norte, industria, consumidores, organizaciones ambientalistas, etc., rasgándose las vestiduras, siempre y cuando todo ello no les signifique ni un penique más.

²¹ Hay evidencia, sin embargo, que algunas certificadoras, aprovechando que ciertos estándares son vagos y que dan margen a la interpretación, no aplican el espíritu de los estándares. La falta de supervisión por parte del FSC también ayuda. Al respecto, véase también Counsell (1999) y Freris y Laschefski (2001).

²² Desde el punto de vista territorial, la única preocupación externa a la UMF son las posibles consecuencias por contaminación de agroquímicos fuera del predio y la relación de buena vecindad con las comunidades aledañas.

Otra dimensión de 'lo social' reside en el valor de esta herramienta para el desarrollo de las comunidades rurales cuyo principal recurso es el bosque. La preocupación surge, lógicamente, al ver que son muy pocas las comunidades que logran certificar su manejo (el 3% de la superficie certificada en el mundo), y que algunas lo están perdiendo²³. En realidad, como los estudios lo han mostrado una y otra vez, los bosques proveen a las comunidades de una gran variedad de bienes y servicios, la mayoría de ellos vinculados a una economía de subsistencia o autoconsumo, en la cual la venta de madera es solo un componente pequeño. Como señalan Thornber, Plouvier y Bass (1999), *“la pregunta es si la certificación es la herramienta adecuada cuando se trata de problemas no relacionados al mercado. Las condiciones de vida de la gente probablemente solo mejorarán con apoyo y como resultado de mejorar sus capacidades sobre diversos aspectos que hacen al uso sostenible de sus recursos, antes que mediante una incierta ganancia del mercadeo de productos forestales”*.

Incluso hay que preguntarse si es deseable que las comunidades sean inducidas a insertarse en el mercado internacional –al menos en el mercado tal como hoy está estructurado– y cuáles serán las consecuencias de tal inserción en su economía y en sus relaciones sociales. Chapela (2001) señala algunas modificaciones que deben ser introducidas en la certificación para que sea funcional a la forestería comunitaria:

- Debe dar respuesta a las cuestiones de territorio, sistemas de gestión y equidad.
- Los estándares y procedimientos deben ser lo suficientemente sencillos, transparentes y replicables en un contexto de multi-culturalidad.
- Debe ser económicamente no discriminatoria y poder ser asumida

financieramente por comunidades con poca superficie de bosques o plantaciones.

- Deben evitarse prácticas discriminatorias, tales como que los certificadores sean del norte, o que las decisiones sobre estándares y procedimientos sean tomadas únicamente por burócratas.

A modo de conclusión

La certificación forestal, y especialmente la certificación FSC, es un mecanismo único, una herramienta creativa para vincular varias de las

piezas del rompecabezas que implica un manejo sostenible de los bosques. Pero aun hay varias piezas faltantes, y el temor es que los intereses económicos de varios de los actores hagan desaparecer para siempre esas piezas y que la figura resultante sea otra que la originalmente soñada.

Por razones de espacio este documento se ha limitado al diagnóstico sin abordar las propuestas. Algunas podrán leerse entre líneas, otras son obvias. Queda pendiente para un próximo documento el abordar en forma sistemática esta cuestión.

Literatura citada

- Bass, S. 2001. Certification in the Forest Political Landscape. Presentado en la Conference on Social and Political Dimensions of Forest Certification, 20 al 22 de junio, 2001. Universidad de Freiburg, Alemania.
- Brenes, C. 1999. Del Paradigma de ordenamiento forestal de rendimiento sostenido al Paradigma de ordenamiento sostenible de los ecosistemas forestales. Presentado a la Conferencia y Taller Internacional sobre Indicadores para el Manejo Forestal Sostenible del Neotrópico, 9 a 12 de noviembre, 1999. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Mimeo.
- Camino, R., de; Alfaro, M. 2000. Certification in Latin America – Experience to date. Forests, Trees and People Newsletter No. 43. Uppsala, Sweden.
- Camino, R., de; Alfaro, M. 1998. La certificación en América Latina: experiencias hasta la fecha. En Red Forestal para el Desarrollo Rural, 23c, verano 1998, ODI, Londres.
- Counsell, S. 1999. Trickery or Truth – An examination of the effectiveness of the Forest Stewardship Council. Mimeo. simonc@rainforestuk.com
- Chapela, F. 2001. Building Confidence in certification systems – a perspective from community forestry. Presentado a la Conferencia FAO-GTZ-ITTO Building Confidence Among Forest Certification Schemes and their supporters, 18 de febrero, 2001. Roma, Italia, FAO.
- Freris, N.; Laschewski, K. 2001. Seeing the Wood from the Trees, on the web. An edited version of this article was published in 'The Ecologist' Vol. 31, No. 6, July/August.
- FSC (Forest Stewardship Council, US). 2002. Construcción de una Estrategia Social - Versión de Trabajo 1 (para comentarios). Oaxaca, México.
- FSC (Forest Stewardship Council, US). 1999. Principios y Criterios del FSC. Oaxaca, México.
- Johansson, L.; Lindh, U.; Tivell, A. 2000. Swedish villagers object to FSC certification – but nobody wants to know. Forests, Trees and People Newsletter No. 43. Uppsala, Sweden.
- Kruegener, B. von. 2000. FSC forest certification – Enhancing social forestry developments? Forests, Trees and People Newsletter No. 43, Uppsala, Sweden.
- Leff. 1986. Ecología y Capital. México, Siglo XXI.
- Markopoulos, M. 1998. The impacts of certification on community forest enterprises: a case study of the Lomerío Community Forest Management Project, Bolivia. Forestry and Land Use Series No. 13, IIED / Oxford Forestry Institute, Oxford.
- Meidinger, E. 2001. Environmental Law for Global Civil Society: the Forest Certification Prototype. Presentado en la Conference on Social and Political Dimensions of Forest Certification, 20 al 22 de Junio 2001. Universidad de Freiburg, Alemania.
- Merino Pérez, L. 1996. Analysis of social elements in forestry certification. Paper for the Conference on Economic, Social and Political Issues in Certification of Forest Management, 12 al 16 de mayo, 1996. Malaysia.
- Robinson, D. 2000. Certification in communally managed forests – Perspectives from Mexico. Forests, Trees and People Newsletter No. 43. Uppsala, Sweden.
- Scrase, H. 2000. FSC certification of forest products for small enterprises – Improving access – issues and options. Forests, Trees and People Newsletter No. 43. Uppsala, Sweden.
- Thornber, K.; Plouvier, D.; Bass, S. 1999. Certification: Barriers to benefits – A discussion of Equity Implications, EFI Discussion Paper 8.
- Thornber, K. 1999. Overview of Global Trends in FSC Certificates. IIED.
- WWF (World Wildlife Fund, US). 2001. FSC – The right choice for forest owners. FSC FACTS. WWF Web page.

²³ Como se ha señalado, entre el 2000 y 2002, la superficie en manos de ejidos y comunidades mexicanas se redujo de 850 000 a 502 000 ha, y las únicas comunidades certificadas en Bolivia y Costa Rica (Lomerío y ASACODE, respectivamente), han perdido el certificado.

Parámetros para la delimitación y manejo adaptativo de zonas de amortiguamiento en parques nacionales del Cerrado, Brasil

Flavia Vilhena

flavilhena@hotmail.com

Bryan Finegan

CATIE.bfinegan@catie.ac.cr

Sergio Velásquez

CATIE.svelasqu@catie.ac.cr

Bruno Cesar França

apaconsultoria@ig.com.br

*Peapalanthus
especiosus*,
popularmente conocida
por 'sempre-viva'; es
una especie de campo
abierto en las alturas del
Cerrado. En la foto, la
sempre-viva es
contemplada por una
visitante en el Parque
Nacional Serra da
Canasta, Minas Gerais,
Brasil.



Foto: Flavia Vilhena.

Resumen

La implementación de zonas de amortiguamiento (ZAM) se presenta como un importante mecanismo para la protección de los parques nacionales. En este sentido, la presente investigación buscó formular un estándar (conjunto de Principios, Criterios e Indicadores) para la delimitación y manejo de las ZAM en parques nacionales del bioma Cerrado, Brasil.

La metodología utilizada constó de la elaboración de un estándar preliminar para la delimitación y manejo de las ZAM y de una prueba y validación del mismo estándar por medio de cinco filtros. Los dos primeros filtros se realizaron en talleres con un grupo multidisciplinario de expertos. El tercero consistió en una prueba de campo de los indicadores, llevada a cabo en los Parques Nacionales Emas y Veadeiros, ambos ubicados en el bioma Cerrado. Los filtros cuarto y quinto se realizaron por medio de consultas individuales con expertos.

El proceso de prueba y validación del estándar preliminar resultó en 171 parámetros, organizados jerárquicamente en 9 principios, 21 criterios, 53 indicadores y 78 verificadores. Los parámetros se distribuyeron en tres dimensiones distintas: 35 en la dimensión biofísica, 59 en la dimensión socioeconómica y 67 en la dimensión de gestión.

La clasificación de los indicadores del estándar final determinó que en la dimensión biofísica, los parámetros generaron informaciones acerca del impacto del manejo en la funcionalidad de la ZAM. La mayor parte de los indicadores socioeconómicos generaron informaciones acerca de las condiciones sociales de la ZAM, las cuales influyen directamente en su funcionalidad. Finalmente, la mayoría de los indicadores de la dimensión de gestión generaron informaciones acerca de los mecanismos adoptados para ejecutar el manejo de la ZAM.

Palabras claves: Zonas de amortiguamiento; áreas protegidas; parques nacionales; normalización; Cerrado; Brasil.

Summary

Parameters for the delimitation and adaptive management of buffer zones in national parks of the Cerrado, Brazil. The implementation of buffer zones (ZAM) is presented as an important mechanism for the protection of national parks. This investigation has formulated a standard (set of Principles, Criteria and Indicators) for the delimitation and management of ZAM in national parks of the Cerrado biome, Brazil.

The methodology consisted of the elaboration of a preliminary standard for the delimitation and management of buffer zones, and a test and validation of the same standard by the application of five filters. The first two filters were applied in workshops with a multidisciplinary group of experts. The third one consisted of a field test of the indicators, carried out in the National Parks Emas and Veadeiros, both located in the Cerrado biome. The fourth and fifth filters were individual consultations with experts. The test and validation process of the preliminary standard resulted in 161 parameters: 9 principles, 21 criteria, 53 indicators and 78 verifiers. The parameters were distributed in three different dimensions: 35 in the biophysical dimension, 69 in the socio-economic dimension and 67 in the management dimension.

A classification of the indicators in the final standard indicates that the biophysical parameters generate information about the impact of the management on the functionality of the ZAM. Most of the indicators in the socio-economic dimension were defined as condition parameters, generating information about the social conditions within the ZAM and their influence on the ZAM's functionality. Finally, most of the indicators in the management dimension were classified as process parameters, generating information about the mechanisms adopted to execute the ZAM's management.

Keywords: Buffer zones; protected areas; national parks; normalization; Cerrado; Brazil.

Los parques nacionales se destacan por representar un importante valor para la protección de los ecosistemas naturales. Sin embargo, el simple hecho de definir límites para un parque nacional no garantiza el éxito en la protección de elementos claves de la sostenibilidad de los ecosistemas, tal como la biodiversidad. En este sentido, se hace importante integrar medidas de manejo que reduzcan las amenazas externas hacia el área protegida.

El establecimiento de zonas de amortiguamiento (ZAM) es una importante herramienta para la protección de los parques nacionales, ya que -como la palabra lo dice- permite amortiguar los impactos negativos en el área protegida (Mackinnon *et al.* 1990, Miller *et al.* 2001). Sin embargo, diversos autores llaman la atención sobre la dificultad de implementar zonas de amortiguamiento debido a la ausencia de criterios consistentes y coherentes con los procesos de delimitación y manejo de estas áreas (Miller *et al.* 2001, IUCN 2000, WWF 1999, Brown y Wyckoff-Baird 1992, Wells y Brandon 1992).

La importancia de implementar zonas de amortiguamiento funcionales adquiere mayor relevancia en países como Brasil, donde la fuerte presión antropogénica pone en riesgo a ecosistemas de gran valor ecológico. El Cerrado es uno de estos escenarios. Si bien esta es un área prioritaria para la conservación de la biodiversidad (Funatura 1999, Myers *et al.* 2000), la representatividad de este ecosistema en áreas protegidas es muy baja (0,85% de su área de dominio, según WWF 2000); asimismo, entre las unidades de conservación que protegen el Cerrado, muchas se encuentran en condición de alta vulnerabilidad a los impactos antropogénicos (WWF 1999).

Con el propósito de contribuir con la conservación del bioma Cerrado, esta investigación tuvo como objetivo definir, probar y validar parámetros para la delimitación y manejo adaptativo de zonas de amortiguamiento en parques nacionales del Cerrado. Entre los productos generados, se tiene un estándar para la delimitación y manejo de zonas de amortiguamiento que pretende servir como herramienta práctica para orientar el proceso de delimitación, evaluación de los límites de zonas de amortiguamiento implementadas y la toma de decisiones sobre el manejo. La evaluación sistemática de una zona de amortiguamiento, por medio de la medición e interpretación de los indicadores formulados en este trabajo, permitirá la ejecución de un manejo adaptativo que considere la dinámica socioeconómica, además de las respuestas de manejo en la dimensión biofísica y de las condiciones de gestión que ofrece el área.

Metodología

Dos regiones del bioma Cerrado fueron seleccionadas para el ajuste y prueba de campo de un estándar preliminar: el Parque Nacional das Emas y Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. Las dos regiones fueron seleccionadas debido a las diferencias que presentan en cuanto a contexto socioeconómico y biofísico. El Parque Nacional das Emas se ubica en una región productora de granos, caracterizada por latifundios instalados a partir de la década de 1980, período que marcó el inicio de la historia de ocupación del Cerrado para el cultivo agrícola. El Parque Nacional Chapada dos Veadeiros tiene una historia de ocupación humana más larga y, por ende, mayor deterioro; los principales usos del suelo son la actividad turística y la agricultura de subsistencia.

El procedimiento adoptado para

la formulación del estándar consistió en siete etapas que se resumen a continuación. Esta metodología es una adaptación de la creada por el CIFOR (Prabhu *et al.* 1999) para la formulación de estándares para el manejo sostenible de los bosques.

1. Revisión bibliográfica y diagnóstico rápido participativo.

Por medio de una extensa revisión de literatura, se identificaron las principales variables tomadas en cuenta en experiencias con delimitación y manejo de zonas de amortiguamiento en el mundo. Estas variables fueron ajustadas durante una prueba de campo en las dos regiones seleccionadas. Para adecuar el conjunto de variables preliminares a las características propias de las zonas de amortiguamiento en el bioma Cerrado se utilizaron herramientas de diagnóstico rápido participativo¹.

2. Sistematización y jerarquización de las variables.

Se adoptó el marco jerárquico propuesto por Lammerts van Beuren y Blom (1997) como referencia para la sistematización y distribución de las variables en tres parámetros de diferentes niveles jerárquicos: Principios, Criterios e Indicadores (P,C&I). Además, los parámetros fueron organizados en un estándar preliminar que se dividió en dos aplicaciones distintas: delimitación y manejo de zonas de amortiguamiento. Dentro de cada aplicación, los parámetros fueron separados en tres dimensiones: socioeconómica, biofísica y gestión.

3. Validación de los principios preliminares (Filtro 1).

Este proceso consistió en la evaluación y adecuación de los principios que conformaban la versión preliminar del estándar. Con ese fin, se hizo un taller con un grupo multidisciplinario de diez expertos en la Universidad Federal de Lavras,

¹ Metodología de investigación participativa que dispone de diversas herramientas para hacer diagnósticos de la realidad, con la participación de diversos actores (Gomes *et al.* 2000).

Minas Gerais, Brasil. La redacción de todos los principios considerados como relevantes (o sea, importantes para alcanzar una ZAM funcional), pero inconsistentes (cuya interpretación no era clara y única) fue modificada, tratando de acercarlos a una situación ideal de consistencia y relevancia. Los principios evaluados como incoherentes (cuando no se relacionan con la aplicación correspondiente) fueron eliminados del estándar o reubicados, cuando fue conveniente.

4. Validación del estándar preliminar (Filtro 2). Este filtro consistió en la evaluación y adecuación de la versión preliminar del estándar, mediante un taller realizado en Brasilia (Brasil) con un equipo multidisciplinario de 18 expertos, divididos en tres grupos: biofísico, socioeconómico y gestión. Para la validación del estándar preliminar se dieron discusiones grupales, en las que los expertos revisaron los parámetros separadamente en cada subgrupo y luego una evaluación en plenaria.

5. Prueba de campo de los indicadores (Filtro 3). Un equipo capacitado de cuatro personas evaluó la aplicabilidad de los indicadores, según método de medición utilizado y dificultad de verificación en el campo. Como herramientas para la evaluación se utilizaron algunas metodologías para simular la medición de los indicadores (por ejemplo, observación directa, aplicación de encuestas estructuradas y semi-estructuradas y análisis de documentos). El procedimiento utilizado en la prueba de campo permitió identificar verificadores adecuados para la medición de los indicadores. De esta manera, los verificadores fueron integrados al estándar como un nuevo grupo de parámetros.

6. Etapa final de la validación del estándar (Filtro 4). Esta etapa permitió valorar cada una de las di-

mensiones (biofísica, socioeconómica y de gestión) de manera individual. El trabajo fue ejecutado por dos expertos, para un total de seis consultas. Esta evaluación permitió valorar la relevancia (alta, mediana y baja) de los indicadores y verificadores y la facilidad de medir los verificadores.

7. Revisión final del estándar (Filtro 5). El estándar, validado mediante los cuatro filtros anteriores, fue sometido a una última revisión por algunos miembros del comité de investigación, con el objetivo de identificar posibles traslapes e inconsistencias. Esta etapa no fue un filtro propiamente dicho, ya que la revisión no fue de la base conceptual del estándar sino de su estructura jerárquica; no obstante, para efectos del análisis la consideraremos como un filtro.

Resultados y discusión

Durante el proceso de desarrollo del estándar se incorporaron algunas herramientas a la metodología propuesta por CIFOR (Prabhu *et al.* 1999), con el fin de adecuar el método según los objetivos trazados. La formulación del estándar preliminar que constituye el marco de esta investigación, fue orientada por metas previamente definidas y relacionadas con la delimitación y manejo de zonas de amortiguamiento. Estas metas fueron las siguientes:

Meta 1.- *Delimitar un área externa al parque nacional, identificada como clave para su conservación por integrar elementos del paisaje que influyen directamente en la misma unidad de conservación.*

Meta 2.- *Manejar un área externa al parque nacional, con el fin de conducirla a una condición funcional de*

Foto: Bruno César França.



Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, área de dominio del bioma Cerrado



Para delimitar una zona de amortiguamiento es importante conocer cómo se utilizan los recursos de la fauna y flora local. La amica (*Lychonophora pinaster*) - especie endémica del Cerrado muy empleada en la medicina popular

amortiguamiento de los impactos antropogénicos en la unidad de conservación, sean ellos de origen biofísico, socioeconómico o de gestión.

La formulación del estándar preliminar resultó en 150 parámetros: 18 Principios, 33 Criterios y 99 Indicadores, distribuidos de la siguiente manera: dimensión biofísica 31, dimensión socioeconómica 57 y de gestión 62 parámetros.

En la dimensión biofísica se incluyeron todas las variables relacionadas con las funciones ecológicas de las zonas de amortiguamiento y aspectos de paisaje relevantes para su delimitación. La dimensión socioeconómica contempló los aspectos relacionados con las actividades humanas, como los tipos e intensidad de uso de la tierra e iniciativas de las comunidades hacia la conservación. En la dimensión de gestión se contemplaron los aspectos políticos, legales e institucionales que po-

drían influir en la funcionalidad de la zona de amortiguamiento. Todos los principios formulados en el estándar preliminar fueron aprobados y se mantuvieron hasta el estándar final. Se encontró que el 64% de los parámetros para la delimitación incluidos en el estándar preliminar llegaron al estándar final; asimismo, el estándar preliminar contribuyó con aproximadamente 70% de los parámetros para la aplicación del manejo en el estándar final. La proporción de cambios generados por los cinco filtros (F1, F2, F3, F4 y F5) aparece en la Figura 1.

Los cambios en aplicación se concentraron en los filtros 2 y 3 y se relacionaron, más que todo, con la dimensión de gestión que inicialmente incluía parámetros para la delimitación. Se percibió que aunque la gestión ambiental es determinante en la funcionalidad de la ZAM, esta no debe influir en la delimita-

ción de la misma. La Figura 1 muestra también la ocurrencia de cambios en la jerarquía de los parámetros en los filtros 2, 3, 4 y 5. Generalmente, los cambios de posición horizontal se dieron desde una posición jerárquica superior hacia una inferior. Los cambios de posición vertical ocurrieron de manera creciente entre los filtros 2 a 4.

El estándar final que resultó de la aplicación de los cinco filtros desarrollados tuvo un total de 161 parámetros, distribuidos en cuatro niveles jerárquicos y en tres dimensiones distintas. La dimensión de gestión fue la que integró el mayor número de parámetros, seguida de la dimensión socioeconómica y, finalmente, la dimensión biofísica (Cuadro 1). En el Cuadro 2 se incluye la lista completa de Principios y Criterios del estándar final, útiles para la delimitación y manejo de zonas de amortiguamiento.

Características del estándar para la delimitación y manejo de zonas de amortiguamiento

Al hacer un análisis cuantitativo del estándar final, se observa una pequeña cantidad de parámetros aplicados a la delimitación. Sin embargo, es necesario llamar la atención acerca de la importancia de la delimitación en el éxito de las ZAM. Es decir, un manejo señalado como efectivo por una buena calificación de los indicadores en las tres dimensiones, no necesariamente conduce a la creación de una zona funcionalmente amortiguadora de un parque nacional.

En este caso, la respuesta está directamente relacionada con la ubicación de la ZAM y los criterios utilizados para su delimitación. Así, se considera que el proceso de delimitación bajo criterios técnicos y científicos es un pre-requisito para la aplicación de los parámetros de manejo que contiene el estándar.

En la presente investigación, la dificultad de medir indicadores fue un aspecto marcado en todas las dimensiones, lo que influyó directamente en la formulación del estándar. Las dimensiones biofísica y de gestión fueron las que sobresalieron en este sentido, pues presentaron una mayor proporción de indicadores críticos debido a la dificultad de medirlos. Entre los indicadores sociales, la dificultad de medirlos se relaciona con la subjetividad que generalmente caracteriza a la metodología más usada para la medición de indicadores sociales: las encuestas. Como se percibe entre los verificadores de indicadores sociales, la mayoría de ellos prevén la recolección de información por medio de encuestas con productores rurales y, como se sabe, este tipo de abordaje generalmente resulta en respuestas inducidas; es decir, el encuestado trata de responder lo que el investigador quiere escuchar.

Sin embargo, para algunos de los indicadores más relevantes dentro

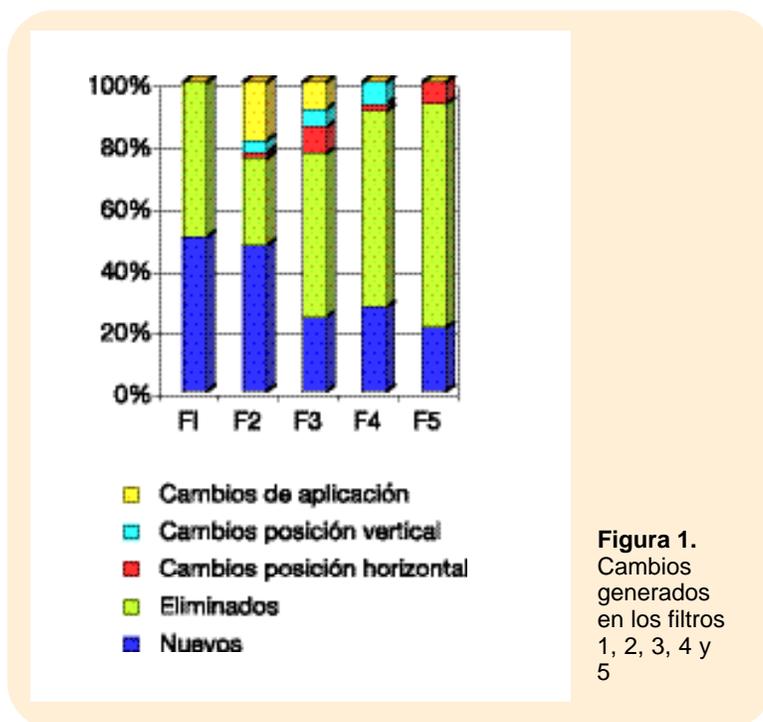


Figura 1. Cambios generados en los filtros 1, 2, 3, 4 y 5

del contexto en que están inmersos, es indispensable que se busque información en las unidades productivas. La dimensión de gestión presentó dificultades en cuanto a la medición de indicadores, principalmente debido a la ausencia de registros sobre las actividades que desarrollan las instituciones ambientales competentes.

Según Lammerts van Beuren y Blom (1997) los indicadores pueden referirse a aspectos de condición (requisitos esenciales presentes o establecidos para el manejo), de pro-

ceso (actividades que deben desarrollarse, ya sean administrativas u operativas, para lograr el éxito del manejo) y de resultado (metas o estado final deseado del manejo). El estándar generado en esta investigación se caracteriza por el hecho de que todos los indicadores biofísicos son de resultado. Este aspecto puede ilustrarse con el indicador biofísico: "Ocurrencia de áreas degradadas en la ZAM" que consiste en una respuesta de manejo. Por otro lado, la mayoría de los indicadores sociales se clasifican como de condición (co-

Cuadro 1.

Número de parámetros en cada dimensión que conforman el estándar final

Parámetros	Dimensión			Total
	Biofísica	Socioeconómica	Gestión	
Principios	2	4	3	9
Criterios	5	9	7	21
Indicadores	13	20	20	53
Verificadores	15	26	37	78
Total	35	59	67	161

Cuadro 2.

Principios y criterios resultantes en el estándar final para la delimitación y manejo de zonas de amortiguamiento

Aplicación	Dimensión	Principios	Criterios	
Delimitación	Biofísica	1. La ZAM involucra elementos del paisaje que protegen el PN de las amenazas externas.	1.1 En la ZAM, los elementos del paisaje se integran en un espacio geográfico que influye directamente sobre la biodiversidad del PN.	
	Socioeconómica	1. La ZAM involucra a las comunidades humanas que ejercen impacto directo sobre el PN.	1.1. La ZAM involucra a las comunidades humanas que demandan de recursos del ecosistema protegido.	
Manejo	Biofísica	1. La ZAM involucra elementos del paisaje que protegen el PN de las amenazas externas.	1.1. El manejo garantiza el mantenimiento de la cantidad y calidad de cobertura vegetal remanente en la ZAM. 1.2. Las actividades productivas en las propiedades rurales colindantes con el PN son compatibles con los objetivos de conservación.	
		2. El manejo de la ZAM favorece el mantenimiento de los procesos ecológicos establecidos en el PN.	2.1 Los disturbios ambientales en la ZAM ocurren con frecuencia e intensidad aceptable como para que los procesos ecológicos se mantengan y/o restablezcan. 2.2. Las especies alóctonas criadas en la ZAM no utilizan recursos del PN.	
		Socioeconómica	1. El manejo de la ZAM proporciona un desarrollo integrado a la conservación.	1.1. Los recursos naturales utilizados en la ZAM son manejados de manera favorable a su manutención. 1.2. Existen oportunidades de ingreso por medio de prácticas agroecológicas. 1.3. Existe un reconocimiento local de la importancia de la conservación ambiental. 1.4. La presencia de la fauna silvestre no compromete las actividades productivas de la ZAM. 1.5. La cultura es preservada y valorizada por medio de incentivos locales. 1.6. Se contemplan los requisitos básicos de la comunidad residente en la ZAM.
			2. La estabilidad y la distribución demográfica permiten una mayor aproximación al uso sustentable de los recursos naturales.	2.1. En la ZAM existen mecanismos que contribuyen para una mejor distribución demográfica; se controla el crecimiento desordenado de los centros urbanos.
	3. El PN genera beneficios efectivos para la comunidad local		3.1. Las comunidades locales se apropian de los beneficios socioeconómicos generados por el PN.	
	Gestión		1. La ZAM controla las políticas públicas, privadas y aquellas dirigidas al tercer sector, que divergen de los objetivos del PN	1.1. La ZAM controla la implementación de programas y proyectos sectoriales que puedan amenazar los objetivos del PN.
		2. La ZAM integra diferentes instituciones que actúan en la conservación de la biodiversidad del PN.	2.1. El incentivo a la conservación de los recursos naturales en la ZAM forma parte de la política implementada por las instituciones gubernamentales y no gubernamentales de la región. 2.2. El manejo de la ZAM está orientado por un proceso de planificación. 2.3. Las acciones en la ZAM están dirigidas hacia la eliminación o reducción de las amenazas a la biodiversidad. 2.4. Las instituciones que actúan en la ZAM conocen el ecosistema protegido y aplican este conocimiento para decidir sobre el manejo da la misma. 2.5. El manejo de la ZAM tiene un carácter participativo.	
		3. El manejo de la ZAM favorece la regulación hídrica.	3.1 Existen mecanismos efectivos de gestión de los recursos hídricos en la ZAM.	

mo ilustra, por ejemplo, el indicador “Acceso de los habitantes a los medios de comunicación” que constituye una condición para el éxito en el manejo socioeconómico de la ZAM). La mayoría de los indicadores de gestión resultaron ser de proceso; por ejemplo, el indicador de gestión “Atención a las denuncias de actividades ilícitas” requiere informaciones acerca de la eficiencia de los procesos de manejo adoptadas en la ZAM.

Estos aspectos pueden ayudar a interpretar los resultados de la calificación de los indicadores de manejo; así, una baja calificación en la dimensión de gestión posiblemente se asocia con fallas en los procesos de manejo. A la vez, una calificación baja en la dimensión social, en general, se asocia con aspectos de condición; finalmente, una baja calificación en la dimensión biofísica supone la existencia de problemas en los resultados de manejo y, por lo tanto, en la funcionalidad de la ZAM. Esta tendencia, marcada para cada una de las dimensiones, puede servir como una importante herramienta en la evaluación del manejo adaptativo de las zonas de amortiguamiento y permite relacionar el desempeño del manejo (indicado por elementos de resultado) con la existencia de condiciones favorables y los mecanismos adoptados para el manejo. La Figura 2 ilustra la distribución de los indicadores en aspectos de condición, proceso y resultado. Como se ve, hay una mayor concentración de indicadores de resultado en la dimensión biofísica, en tanto que los indicadores de condición se concentran en la dimensión socioeconómica y los indicadores de proceso en la dimensión de gestión.

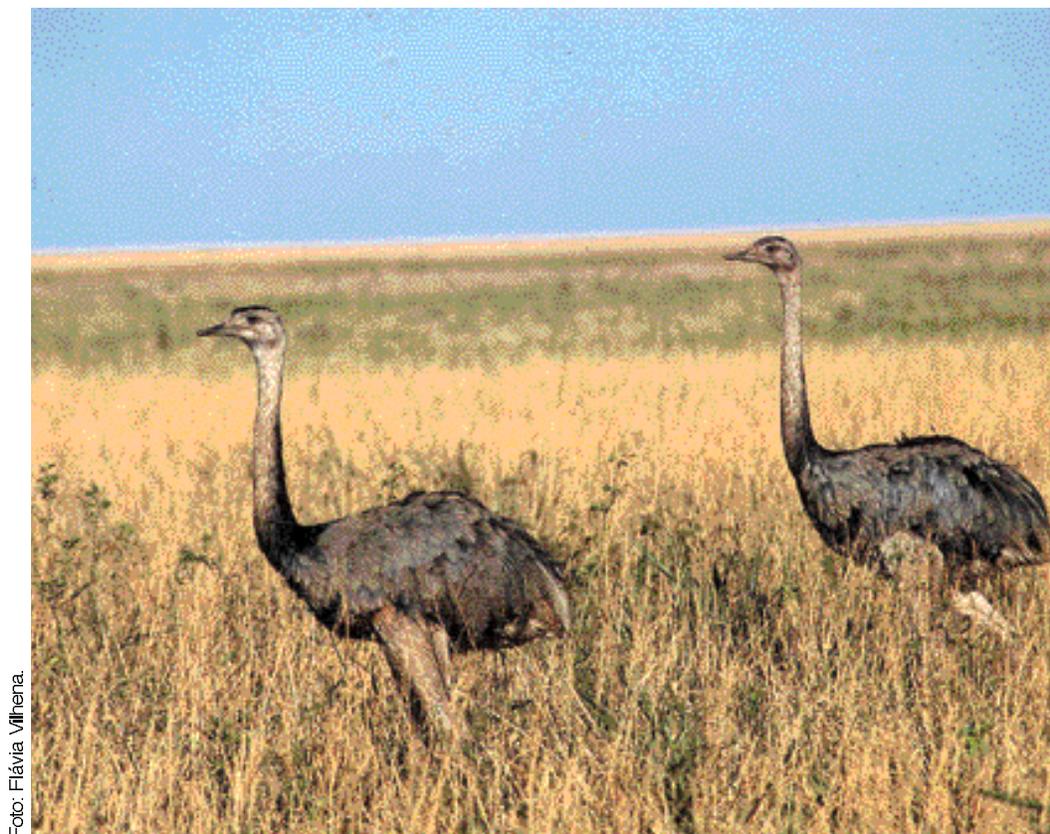


Foto: Flávia Vilhena

Los campos abiertos son áreas claves para las especies de la fauna del bioma Cerrado. Emas (*Rhea americana*) en la ZAM del PN das Emas

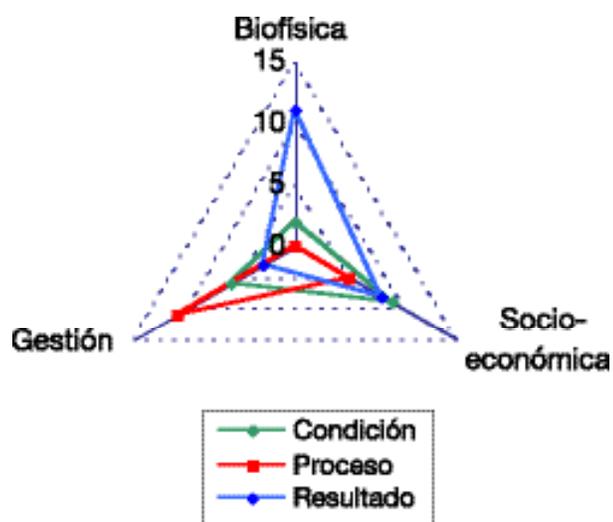


Figura 2. Distribución de los indicadores en aspectos de condición, proceso y resultado

Conclusiones y recomendaciones

Los resultados obtenidos en esta investigación permiten concluir que la metodología del CIFOR tiene gran relevancia para el desarrollo de un estándar que permita la delimitación y manejo de las ZAM. Sin embargo, las características marcadas por el fuerte componente social que presentan las ZAM, demandan la integración de herramientas de investigación participativa. La combinación de estas herramientas resulta en una metodología eficaz para el desarrollo de tal estándar.

La dificultad de medir indicadores fue un aspecto marcado en todas las dimensiones, el cual influyó directamente en la formulación del estándar. Las dimensiones biofísica y socioeconómica se destacan por presentar un mayor número de indicadores críticos debido a la dificultad de medirlos.

El estándar hace que el Sistema de Información Geográfica (SIG) constituya una herramienta clave en el proceso de delimitación de las zonas de amortiguamiento. La misma consideración se aplica a la implementación de un programa de manejo adaptativo; a la vez, se hace necesario un monitoreo por medio de

la medición de indicadores en la escala de paisaje. Para esto, es fundamental contar con información proveniente de sensores remotos. Para la delimitación de las ZAM es fundamental la interpretación de la dimensión biofísica en la escala de paisaje, considerando la red de drenaje que influye en el parque nacional, las áreas claves ocupadas por las especies colonizadoras y la ocupación de la tierra en la faja de protección del parque nacional. Por otro lado, la dimensión socioeconómica debe influir en la delimitación de la ZAM con el fin de mostrar las áreas donde se ubican comunidades humanas que ejercen impacto directo sobre el parque nacional. Son prerrequisitos para la aplicación del estándar, la delimitación de las ZAM bajo criterios técnicos y científicos y la existencia de mecanismos de cogestión entre las instituciones federales, estatales y municipales responsables de la gestión ambiental en la región que abarca la ZAM. Por otro lado, para el éxito del manejo es fundamental que las instituciones competentes de la gestión ambiental sean capaces de registrar sus actividades en informes mensuales o anuales.

Finalmente, el estándar formulado en esta investigación puede servir

como herramienta importante para la delimitación y manejo de zonas de amortiguamiento de parques nacionales, así como de otras categorías de manejo de áreas protegidas, toda vez que se establezca un proceso previo de ajustes en sus variables, principalmente en sus verificadores. La adecuación del estándar a cada realidad debe concebirse como una etapa permanente en el proceso de monitoreo. 

Agradecimientos

Agradecemos al WWF Brasil y Fundación Ford por el apoyo financiero brindado; al IBAMA por el apoyo logístico para la realización de talleres y visitas de campo en los Parques Nacionales Emas y Veadeiros; al IDEA WILD por la donación de equipos para las actividades de campo; a la Fundación Emas por el apoyo logístico en la región del "Parque Nacional das Emas" y a la Universidad Federal de Lavras por el apoyo logístico para la realización de talleres. Agradecemos también a Miguel Cifuentes Arias, por la importante contribución en la definición del tema de esta investigación; a los asesores y colaboradores que participaron en las diversas etapas del proceso y sin los cuales este trabajo no hubiera sido posible.

Literatura citada

- Brown, M.; Wyckoff-Baird, B. 1992. El diseño de proyectos integrados de conservación y desarrollo. WWF/TNC/USAID. 69 p.
- Funatura. 1999. Ações prioritárias para a conservação do Cerrado e Pantanal. Funatura /CI/ Fundação Biodiversitas/ UnB. 26 p.
- Gomes, MAO; de Souza, AVA; Carvalho, RS. 2000. Diagnóstico rápido participativo (DRP) como mitigador de impactos sócio-econômicos em empreendimentos agropecuários. Informe Agropecuário. EPAMIG 21(202):5-11.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, CH). 2000. Evaluating effectiveness: A framework for assessing the management of protected areas. Cambridge, England, IUCN/WWF. 121 p. (Best Practice Protected Area Guidelines Series no. 6).
- Lammerts van Beuren, EM; Blom, EM. 1997. Principles, criteria, indicators: hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. The Netherlands, Tropenbos Foundation. 82 p.
- Mackinnon, J.; Mackinnon, K.; Child, G.; Thorsell, J. eds. 1990. Manejo de áreas protegidas en los trópicos. Reino Unido, IUCN. 309 p.
- Miller, K.; Chang, E.; Johnson, N. 2001. Defining common ground for the mesoamerican biological corridor. Washington, DC, USA, World Resources Institute. 45 p.
- Myers, N.; Mittermeier, CG; Da Fonseca, GA; Kents, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.
- Prabhu, R.; Colfer, CJP; Dudley, RG. 1999. Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management: a C&I developers reference. Jakarta, Indonesia, CIFOR. 186 p.
- Wells, M.; Brandon, K. 1992. People and parks: linking protected area management with local communities. Washington, DC, The World Bank. 99 p.
- WWF (World Wildlife Fund, US). 1999. Áreas protegidas ou espaços ameaçados? O grau de implementação e a vulnerabilidade das Unidades de Conservação Federais Brasileiras de Uso Indireto. Brasília, Brasil, WWF. (Serie Técnica; v.3) 32 p.
- WWF (World Wildlife Fund, US). 2000. Expansão agrícola e perda da biodiversidade no Cerrado. Origens, histórias e o papel do comércio internacional. Brasília, Brasil, WWF. (Serie Técnica v.7) 98 p.

Variabilidad florística y estructural de los bosques dominados por *Guadua angustifolia* en el eje cafetero colombiano

Román Ospina

Universidad Tecnológica de Pereira,
Colombia

romanospina@yahoo.com

Bryan Finegan

CATIE.bfinegan@catie.ac.cr

Los guadales -o bosques dominados por *Guadua angustifolia*, en general, muestran características florísticas y estructurales muy cambiantes.



Foto: Juan Carlos Camargo.

Resumen

Se determinó la variabilidad en las características florísticas de 14 parches de bosque de *Guadua angustifolia* Kunth (guadales) localizados en el eje cafetero colombiano en paisajes de llanura aluvial y colinas. El tamaño de los guadales varió entre 9,6 y 42 ha. Los regímenes de aprovechamiento eran distintos, aunque la mayoría tenían más de 20 años de estar siendo aprovechados. En cada parche se establecieron al azar diez parcelas de 20 m x 20 m (0,4 ha), donde se registraron las siguientes variables: identificación taxonómica de los individuos, diámetro a la altura del pecho y posición de la copa de las especies arbóreas y de palmas con ≥ 10 cm dap, con respecto al dosel; además se midió el diámetro a la altura del pecho de todos los tallos de guadua ≥ 2 cm dap y la posición de la parcela en la pendiente. En cada parcela de 20 m x 20 m se anidaron 3 subparcelas de 5 m x 5 m para registrar individuos ≥ 1 y < 10 cm dap, incluyendo palmas, lianas, herbáceas grandes, arbustos y la regeneración establecida de especies arbóreas > 40 cm de altura. Se encontró un total de 57 familias y 182 especies; las familias Arecaceae y Moraceae fueron las más abundantes. El análisis de composición determinó dos grupos de guadales diferenciados estadísticamente por nueve especies, por la abundancia de la vegetación de regeneración, abundancia de individuos ≥ 10 cm dap y de arbustos, y por la riqueza y diversidad florística. Los parches sobre llanuras aluviales difirieron de manera significativa con los de terrazas fluvio-volcánicas en cuanto a la abundancia de palmas en la categoría < 10 cm, área basal de guadua, riqueza y diversidad. Entre tanto, las diferencias entre los guadales agrupados por su localización geográfica se dieron principalmente en la abundancia de arbustos y la diversidad expresada por el índice de Shannon.

Palabras claves: *Guadua angustifolia*, composición botánica; zona cafetalera; biodiversidad; Colombia.

Summary

Structural and floristic variability of *Guadua angustifolia* forest in the Colombian Coffee Region. Structural and floristic characteristics of 14 forest patches dominated by *Guadua angustifolia* Kunth ('guadales') in the Colombian coffee region were determined on alluvial flatlands and hills. The patches area varied from 9.6 to 42 ha with different logging intensities; even though most of them have been logged for twenty years or more. In every patch, ten 20 m x 20 m plots were established for recording information on taxonomy of individuals, diameter at breast height, and crown position of ≥ 10 cm dbh palms and trees; guadua stems and stumps ≥ 2 cm dbh and position along the slope were also measured. Three subplots (5 m x 5 m) were nested within each plot for recording information about < 10 cm dbh individuals, including palms, vines, big herbaceous plants, shrubs and regeneration of tree species > 40 cm height. A total of 57 families and 182 species were found, being Arecaceae and Moraceae families the most abundant. According to the patch floristic composition analysis, two groups were determined and statistically differentiated by nine species, by natural regeneration and shrub abundance and richness, and abundance of ≥ 10 cm dbh individuals. The patches on alluvial flatlands were statistically different from those on hills in relation to palm abundance, guadua basal area, richness and Alpha diversity index. The differences between patches geographically grouped were mainly due to shrub abundance and Shannon diversity index.

Keywords: *Guadua angustifolia*; botanical composition; coffee region; biodiversity; Colombian.

Varios estudios han señalado la importancia de los bosques dominados por guadua (*Guadua angustifolia* Kunth) para la conservación de la biodiversidad (Cuatrecasas 1958, Orejuela 1979, Londoño y Prieto 1983, Sabogal y Giraldo 1998, Armbrrecht y Chacón 1999, Agudelo y Gómez 2001). Estos trabajos han demostrado que muchas especies coexisten con la guadua; otros como Vila *et al.* (1998), citado por Agudelo y Gómez (2001), muestran que en un mismo bosque se presentan varios ecosistemas determinados principalmente por el nivel de dominancia de esta especie.

En la región de los Andes de Colombia existe una gran cantidad de bosques caracterizados por la presencia o dominancia de guadua (guadales), los cuales son más frecuentes y ocupan áreas mayores a los 1000 msnm y disminuyen a medida que se asciende hasta los 2000 metros de altitud, en donde el desarrollo de la especie es marginal (Londoño 1992, Bernal 2002). Sin embargo, hasta la fecha los estudios acerca de la diversidad vegetal asociada a los guadales han sido sobre áreas o sitios específicos (Sabogal y Giraldo 1998, Agudelo y Gómez 2001), y pocos -como Londoño y Prieto (1983)- han intentado trascender a un análisis a nivel regional. En este contexto, la presente investigación pretendió comparar las características florísticas de 14 guadales, a lo largo del eje cafetero de Colombia y destacar su importancia ante las iniciativas locales de conservación de la biodiversidad.

Metodología

Para alcanzar el objetivo propuesto, se realizó un muestreo aleatorio dentro de cada uno de los guadales para poder establecer comparaciones entre ellos. Los 14 guadales estudiados se localizan en seis núcleos geográficos desde el Valle del Cauca (5°05'21"N a 75°39'24"W)



Foto: Juan Carlos Camargo.

El entendimiento de la dinámica de todos los componentes de los guadales es vital para maximizar su función en términos de conservación de la biodiversidad

hasta el Departamento de Caldas (5°53'22"N a 74°20'48"W). Los núcleos se determinaron por la cercanía entre los sitios y se formaron por dos o tres guadales. Con el fin de determinar la relación entre el paisaje fisiográfico y las variables florísticas, tres de los sitios se localizaron sobre llanuras aluviales y el resto sobre terrazas fluvio-volcánicas. Se trabajó sobre un mismo rango altitudinal (900-1200 msnm) para controlar, en lo posible, el efecto de variables climáticas. De acuerdo con la clasificación de Holdridge (1978), los sitios estudiados se encuentran entre las zonas de vida bosque seco tropical y bosque húmedo premontano. Tres de los sitios estuvieron conformados por áreas dominadas por *G. angustifolia* y áreas de bosque sin la presencia de esta especie. Los datos de clima, vegetación, suelos y otras características de los sitios se detallan en Ospina (2002). Dentro de cada guadual se establecieron al azar 10 parcelas de 20 m x 20 m (0,4 ha). En cada parcela se registraron todos los individuos de es-

pecies arbóreas ≥ 10 cm dap (diámetro a la altura del pecho), su posición respecto al dosel de la guadua (en el dosel, debajo o por encima del mismo). Para la guadua no se consideraron individuos; solamente se registraron todos los tallos ≥ 2 cm de diámetro (densidad) y estado de desarrollo según lo propuesto por Young (1991), Arbeláez (1996), Rai y Chauhan (1998) y O'Connor *et al.* (2000). El área basal se estimó con base en los tallos ≥ 10 cm dap. Dentro de cada parcela de 20 m x 20 m, se anidaron al azar 3 subparcelas de 5 m x 5 m y se registraron todos los arbustos, lianas, palmas, herbáceas grandes con diámetro ≥ 1 y $\leq 9,9$ cm, así como la vegetación de regeneración ≥ 40 cm de altura, de acuerdo con la metodología propuesta por Faber-Langendoen y Gentry (1991). Se consideraron como un solo individuo los grupos de tallos de palmas que presentaban una base común o las lianas interconectadas, según lo sugerido por Delgado y Finegan (1999). Todos los individuos fueron identificados hasta especie por un

botánico de la región, mediante reconocimiento directo en el campo. De las especies no reconocidas se colectaron muestras para su identificación en el herbario.

Análisis de datos

Para determinar la variabilidad en la composición florística entre los guaduales se aplicó un análisis de conglomerados, en el cual se incluyeron las 40 especies más abundantes y frecuentes en la categoría ≥ 10 cm dap, sin incluir la guadua. La variable utilizada para el análisis fue el Índice del Valor de Importancia (IVI) de cada especie; el procedimiento en detalle aparece en Ospina (2002). Los dos grupos definidos por el análisis de conglomerados fueron comparados con base en variables de estructura, riqueza y diversidad florística mediante una prueba de *t*. En segundo lugar, se establecieron las diferencias en composición, riqueza, estructura y diversidad florística entre grupos de guaduales definidos por los núcleos geográficos, mediante análisis de varianza (ANDEVA). Finalmente, mediante una prueba de *t* se comparó la estructura, riqueza y diversidad florística de los guaduales localizados en los dos paisajes fisiográficos. Las variables de estructura comparadas para la vegetación >1 y <10 cm dap, fueron la abundancia de palmas, arbustos y vegetación de regeneración. Para la vegetación ≥ 10 cm dap se analizó la abundancia, y para la guadua se compararon las áreas basales calculadas para tallos ≥ 10 cm dap y densidad de tallos a partir de 2 cm dap. Para el análisis de diversidad se emplearon los índices Alpha de Fisher (), Shannon (H') y Simpson (D), estimados para las dos categorías de tamaño agrupadas (denominada como diversidad total) y para la vegetación ≥ 10 cm dap.

Además, se determinó la riqueza total para las dos categorías de tamaño agrupadas y la riqueza para las especies con ≥ 10 cm dap. Tam-

bién se elaboraron las curvas de acumulación de especies por área muestreada y por número de individuos para los dos grupos de guaduales definidos por el análisis de conglomerados. Finalmente, se correlacionó la densidad de tallos y el área basal de la guadua en cada grupo de guaduales, paisaje y núcleos geográficos con la abundancia y área basal de las otras especies, con el fin de determinar la relación entre estas variables.

Resultados

Composición florística

En las 140 parcelas de 20 m x 20 m (5,6 ha) se reportaron 26 familias y 63 especies ≥ 10 cm dap. El 77% de las familias estuvieron representadas por dos o menos especies, mientras que el 22% de las especies presentaron un solo individuo. Las familias Moraceae, Mimosaceae y Lauraceae fueron las más abundantes. Las seis especies de mayor abundancia y frecuencia fueron *Pseudolmedia rigida* (Moraceae), *Cupania americana* (Sapindaceae), *Oreopanax albanense* (Araliaceae), *Trichilia pallida* (Meliaceae), *Aiphanes aculeata* (Arecaceae) y *Anacardium excelsum* (Anacardiaceae). Estas dos últimas especies fueron abundantes, pero se encontraron en solo 3 y 4 sitios respectivamente.

En la categoría ≥ 1 $\leq 9,9$ cm de diámetro se reportaron 182 especies, de las cuales 43% eran vegetación de regeneración, 32% arbustos, 14% herbáceas, 6% palmas y 5% lianas. Para esta misma categoría se reportaron 51 familias botánicas, de las cuales el 25% estuvieron representadas por una especie y solo el 10% con más de diez especies. Las cinco familias con mayor número de especies fueron Arecaceae y Rubiaceae con 12 y Moraceae, Piperaceae y Solanaceae con 11. La familia Arecaceae incluyó tres especies de palmas del dosel (*Aiphanes aculeata*, *Bactris gasipaes* y *Syagrus sancona*); las demás especies de palma siempre se encontraron por debajo del dosel y

en mayor abundancia en los sitios localizados sobre llanuras aluviales formando grupos de una misma especie, como *Geonoma orbigniana* y *Prestoea* sp. Las especies de la familia Moraceae se ubican en la categoría vegetación de regeneración ≥ 40 cm de altura. Las familias Piperaceae y Solanaceae estuvieron representadas por arbustos del sotobosque que alcanzan alturas máximas de tres metros y que generalmente son las primeras en colonizar los sitios después del aprovechamiento, junto con algunas herbáceas como las Heliconiaceae y Maranthaceae. En el Cuadro 1 se presenta la lista completa de familias y especies encontradas.

Variabilidad en la composición florística

Con base en todos los criterios de análisis aplicados, se puede considerar que los guaduales estudiados mostraron características florísticas muy similares. Sin embargo, a partir del análisis de conglomerados se estableció la existencia de dos grupos de guaduales diferentes en su composición. El primer grupo estuvo conformado por 11 rodales dominados por guadua en toda su extensión y un segundo grupo conformado por tres rodales con una extensión dominada por guadua y otra muy superior con bosque sin presencia de guadua (Figura 1). De acuerdo con el análisis de varianza, nueve especies fueron estadísticamente significativas para la diferenciación de los grupos ($p < 0,05$) (Cuadro 2). La especie *Cordia hebeclada* solo estuvo presente en el Grupo 1, mientras que *Brownea* sp1, *Ocotea macrophylla*, *Pouteria torta* y *Syagrus sancona* solo estuvieron presentes en el Grupo 2. Las especies presentes en los dos grupos (*G. angustifolia*, *Oreopanax albanense*, *Sorocea trophoides* y *Trichilia pallida*) presentaron valores promedios del IVI significativamente distintos entre los dos grupos.

Cuadro 1.
Familias y especies encontradas en los sitios estudiados

Familia	Especie	Familia	Especie	Familia	Especie
ACANTHACEAE	<i>Aphelandra lingua-bovis</i>		<i>Heliconia</i> sp.	POACEAE	<i>Guadua angustifolia</i>
ANACARDIACEAE	<i>Anacardium excelsum</i>		<i>Heliconia griggsiana</i>		<i>Rhipidocladum racemiflorum</i>
	<i>Manguifera indica</i>			RUBIACEAE	<i>Genipa americana</i>
ANNONACEAE	<i>Raimondia quinduensis</i>		<i>Heliconia latispatha</i>		<i>Gonzalagunia cornifolia</i>
	<i>Rollinia membranacea</i>		<i>Heliconia montana</i>		Msp 1
APOCYNACEAE	<i>Prestonia</i> sp.		<i>Heliconia orthotricha</i>		Msp 2
	<i>Stenosolen eggersii</i>		<i>Heliconia regalis</i>		Msp 3
ARACEAE	<i>Anthurium glaucospadix</i>	LACISTEMACEAE	<i>Lacistema agregatum</i>		<i>Palicourea</i> sp1
	<i>Dieffenbachia</i> sp.	LAURACEAE	<i>Persea coerulea</i>		<i>Palicourea</i> sp2
	<i>Monstera pertusa</i>		<i>Cinnamomum cinnamomifolia</i>		
	<i>Xanthosoma</i> sp.		<i>Nectandra acutifolia</i>		<i>Palicourea thyrsoiflora</i>
ARALIACEAE	<i>Dendropanax arboreus</i>		<i>Nectandra purpurea</i>		<i>Psychotria</i> aff. <i>fortuita</i>
	<i>Dendropanax macrophyllum</i>		<i>Ocotea balanocarpa</i>		<i>Psychotria</i> sp.
	<i>Oreopanax albanense</i>		<i>Ocotea insularis</i>		<i>Psychotria</i> sp1
ARECACEAE	<i>Aiphanes aculeata</i>		<i>Ocotea macrophylla</i>	SOLANACEAE	<i>Psychotria</i> sp2
	<i>Aiphanes parviflora</i>		<i>Ocotea veraguensis</i>		<i>Browallia palida</i>
	<i>Aiphanes simplex</i>		<i>Bunchosia armeniaca</i>		<i>Browallia speciosa</i>
	<i>Bactris gasipaes</i>	MALPIGHIACEAE	<i>Malpighia glabra</i>		<i>Cestrum</i> aff. <i>tomentosum</i>
	<i>Chamaedorea linearis</i>	MALVACEAE	<i>Pavonia typhalea</i>		<i>Cestrum microcalix</i>
	<i>Chamaedorea pinnatifrons</i>	MARANTHACEAE	<i>Calathea congo</i>		<i>Cestrum ochraceum</i>
	<i>Elaeis oleifera</i>		<i>Calathea crotalifera</i>		<i>Cuatresia riparia</i>
	<i>Geonoma orbygniana</i>		<i>Calathea lutea</i>		<i>Solanum aphyodendron</i>
	<i>Geonoma undata</i>		<i>Clidemia octona</i>		<i>Solanum jamaicensis</i>
	<i>Prestoea</i> sp.	MELASTOMACEAE	<i>Miconia acuminiflora</i>		<i>Solanum lepidotum</i>
	<i>Syagrus sancona</i>		<i>Miconia barbinervis</i>		<i>Solanum mutisii</i>
ASTERACEAE	<i>Chromolaena scabra</i>		<i>Miconia caudata</i>	STERCULIACEAE	<i>Witheringia solanaceae</i>
	<i>Mikania guaco</i>		<i>Cedrela odorata</i>		<i>Guazuma ulmifolia</i>
	<i>Vernonia brachyata</i>	MELIACEAE	<i>Guarea grandifolia</i>		<i>Theobroma cacao</i>
BASELLACEAE	<i>Anredera cordifolia</i>		<i>Guarea guidonia</i>	THEOPHRASTACEAE	<i>Clavija glandulifera</i>
BIGNONIACEAE	<i>Cydista aequinotialis</i>		<i>Trichilia palida</i>	TILIACEAE	<i>Luehea seemannii</i>
	<i>Tabebuia rosea</i>		<i>Albizia caribea</i>	RUTACEAE	<i>Citrus</i> sp.
BOMBACACEAE	<i>Ceiba pentandra</i>	MIMOSACEAE	<i>Inga edulis</i>		<i>Zanthoxylum verrucosum</i>
	<i>Pachira</i> sp.		<i>Inga marginata</i>	SAPINDACEAE	<i>Cupania americana</i>
BORAGINACEAE	<i>Cordia hebeclada</i>		<i>Inga sapindoides</i>		<i>Paullinia alata</i>
	<i>Cordia trianae</i>		<i>Inga</i> sp.		<i>Sapindus</i> sp.
BURSERACEAE	<i>Protium</i> sp.		<i>Pithecellobium oblongifolium</i>		<i>Serjania atrolineata</i>
CAESALPINACEAE	<i>Bauhinia picta</i>		<i>Samanea saman</i>	SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum argenteum</i>
	<i>Brownea</i> sp1	MONIMIACEAE	<i>Siparuna aspera</i>		<i>Pouteria torta</i>
	<i>Brownea</i> sp2		<i>Siparuna laurifolia</i>	ULMACEAE	<i>Celtis iguanae</i>
	<i>Senna spectabilis</i>		<i>Arthocarpus comunis</i>		<i>Trema micranta</i>
	<i>Senna multiglandulosa</i>	MORACEAE	<i>Brosimum</i> sp.	URTICACEAE	<i>Boehmeria caudata</i>
	<i>Senna occidentalis</i>		<i>Chlorophora tinctoria</i>		<i>Myriocarpa stipitata</i>
CARICACEAE	<i>Carica goudotiana</i>		<i>Clarisia biflora</i>		<i>Urera baccifera</i>
	<i>Carica papaya</i>		<i>Ficus glabrata</i>		<i>Urera caracasana</i>
CECROPIACEAE	<i>Cecropia angustifolia</i>		<i>Ficus insipida</i>	VERBENACEAE	<i>Urera laciniifolia</i>
	<i>Cecropia peltata</i>		<i>Ficus killipii</i>		<i>Aegiphila grandis</i>
	<i>Cecropia</i> sp.		<i>Ficus obtusifolia</i>		<i>Aegiphila narinensis</i>
CLUSIACEAE	<i>Clussia</i> sp.		<i>Poulsenia armata</i>		<i>Aegiphila novogranatensis</i>
	<i>Rhedia madrunno</i>		<i>Pseudolmedia rigida</i>		<i>Duranta obtusifolia</i>
	<i>Tovomita</i> sp.		<i>Sorocea trophoides</i>		<i>Lantana regia</i>
COSTACEAE	<i>Costus levais</i>		<i>Trophis caucana</i>	VIOLACEAE	<i>Leonia</i> aff. <i>triandra</i>
CYCLANTHACEAE	<i>Carludovica palmata</i>		<i>Musa sapientum</i>	ZINGIBERACEAE	<i>Hedychium coronarium</i>
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum haughtii</i>	MUSACEAE	<i>Musa</i> sp2.		<i>Renealmia cernua</i>
EUPHORBACEAE	<i>Acalypha diversifolia</i>		<i>Musa</i> sp.		
	<i>Acalypha macrostachya</i>		<i>Eugenia</i> sp.		
	<i>Alchornea coelophylla</i>	MYRTACEAE	<i>Myrcia</i> sp.		
	<i>Sapium stylare</i>		<i>Psidium guajaba</i>		
	<i>Tethrorchidium rubrinervium</i>		<i>Guapira cuspidata</i>		
FABACEAE	<i>Dalbergia brownei</i>		<i>Piper aduncum</i>		
	<i>Dioclea cuspidata</i>	NYCTAGINACEAE	<i>Piper anisatum</i>		
	<i>Dioclea</i> sp.	PIPERACEAE	<i>Piper arboreum</i>		
	<i>Erythrina poeppigiana</i>		<i>Piper augustum</i>		
	<i>Erythrina rubrinervia</i>		<i>Piper carpunya</i>		
	<i>Mucuna killipiana</i>		<i>Piper daniel-gonzalesii</i>		
FLACOURTIACEAE	<i>Hasseltia floribunda</i>		<i>Piper peltatum</i>		
	<i>Xylosma benthamii</i>		<i>Piper reticulatum</i>		
GESNERIACEAE	<i>Besleria solanoides</i>		<i>Piper</i> sp1		
HELICONIACEAE	<i>Heliconia montana</i>		<i>Piper</i> sp2		
	<i>Heliconia episcopalis</i>		<i>Piper umbellatum</i>		

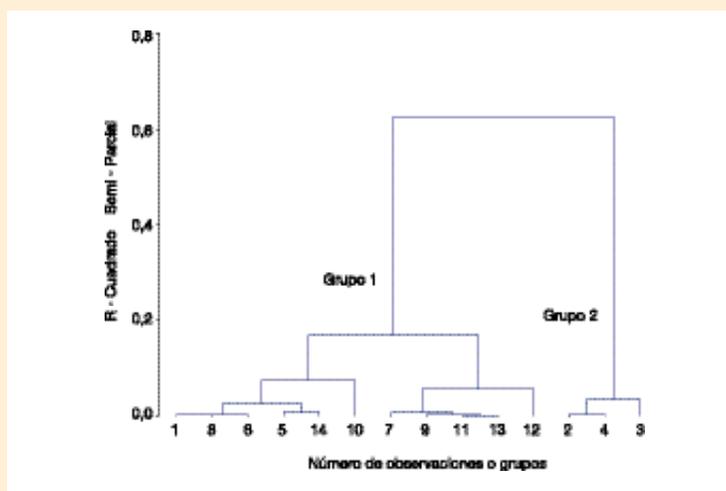


Figura 1. Dendrograma de grupos de fragmentos agrupados por su composición florística

Cuadro 2.

Valor promedio del Índice de Valor de Importancia (IVI) para las especies discriminantes entre los grupos de guaduales (desviación estándar entre paréntesis)

Especie	Grupo 1 IVI (0,4 ha)	Grupo 2 IVI (0,4 ha)	F	P>F
<i>Brownea</i> sp1	0	1,75 (0,92)	7,90	0,0074
<i>Cordia hebeclada</i>	0,68 (1,67)	0	7,53	0,0087
<i>Guadua angustifolia</i>	75,05 (8,77)	46,6 (6,76)	37,07	<0,0001
<i>Ocotea macrophylla</i>	0	2,63 (1,17)	30,89	<0,0001
<i>Oreopanax albanense</i>	7,9 (5,48)	11,6 (7,45)	9,29	0,0043
<i>Pouteria torta</i>	0	4,93 (3,3)	16,17	0,0005
<i>Sorocea trophoides</i>	0,31 (1,03)	3,17 (2,34)	8,53	0,0058
<i>Trichilia pálida</i>	1,75 (3,22)	8,03 (1,46)	11,57	0,0020
<i>Syagrus sancona</i>	0	3,3 (1,27)	7,45	0,0090

Entre núcleos geográficos, las especies cuyos IVI difirieron significativamente fueron *Bunchosia armeniaca*, *Cupania americana*, *Ficus insipida*, *Cinnamomum cinnamomifolia*, *Oreopanax albanense*, *Trophis caucana* y *Trichilia pallida*. La prueba de Tukey determinó que cinco especies difieren entre núcleos ($p \leq 0,05$) (Cuadro 3).

Estructura, riqueza y diversidad

Entre los dos grupos de guaduales definidos por su composición, se encontró que los parámetros que varían de manera significativa entre ellos -

para la categoría >1 y <10 cm dap fueron la regeneración y la abundancia de herbáceas y arbustos. Para los individuos ≥ 10 cm dap, la variación se dio para la riqueza, la abundancia de individuos y la diversidad Alfa de Fisher; además se reportaron diferencias en área basal de la guadua (Cuadro 4). Entre los guaduales de los dos paisajes fisiográficos hubo diferencias estadísticamente significativas en la densidad de lianas, la riqueza y diversidad total (incluidas las dos categorías de tamaño en conjunto) expresada por el índice Alpha de Fisher (Cuadro 4, Figura 2).

Las distribuciones diamétricas de la abundancia de tallos de guadua en los dos grupos definidos por el análisis de conglomerados presentaron diferencias significativas en las clases diamétricas de 7 y 12 cm ($p < 0,05$). Entre paisajes fisiográficos las diferencias significativas se dieron para la clase de 7 cm ($p < 0,05$); los valores más grandes se encontraron en el paisaje de llanura aluvial (Figura 3). El Grupo 2 acumuló un mayor número de especies en las primeras 0,8 ha y hasta los primeros 1000 individuos; a partir de estos valores el Grupo 1 fue superior (Figura 4). La distribución diamétrica de los individuos ≥ 10 cm dap (sin incluir la guadua) mostró diferencias estadísticamente significativas entre los dos paisajes fisiográficos para la clase diamétrica (20-30 cm) de acuerdo con la prueba de t ($p < 0,05$).

El Grupo 1 está representado por la línea con triángulos negros y el Grupo 2 por círculos vacíos.

Para los núcleos geográficos, los parámetros que mostraron diferencias estadísticamente significativas fueron la densidad de regeneración, arbustos y palmas; la abundancia total (para las dos categorías agrupadas), la abundancia de individuos ≥ 10 cm dap, la riqueza total (para las dos categorías agrupadas) y la riqueza de los individuos ≥ 10 cm dap; además, la diversidad total (para las dos categorías agrupadas) expresada por los índices Alpha de Fisher y Shannon y la diversidad expresada por el índice de Shannon para la categoría ≥ 10 cm dap (Cuadro 5).

Correlación entre la estructura de la guadua y la de especies asociadas

La abundancia total de individuos ≥ 10 cm dap disminuyó de manera estadísticamente significativa cuando el número de tallos de guadua fue mayor, tanto en el Grupo 2 definido por el análisis de conglomerados como en el paisaje fisiográfico de terrazas fluvio-volcánicas. De igual mane-

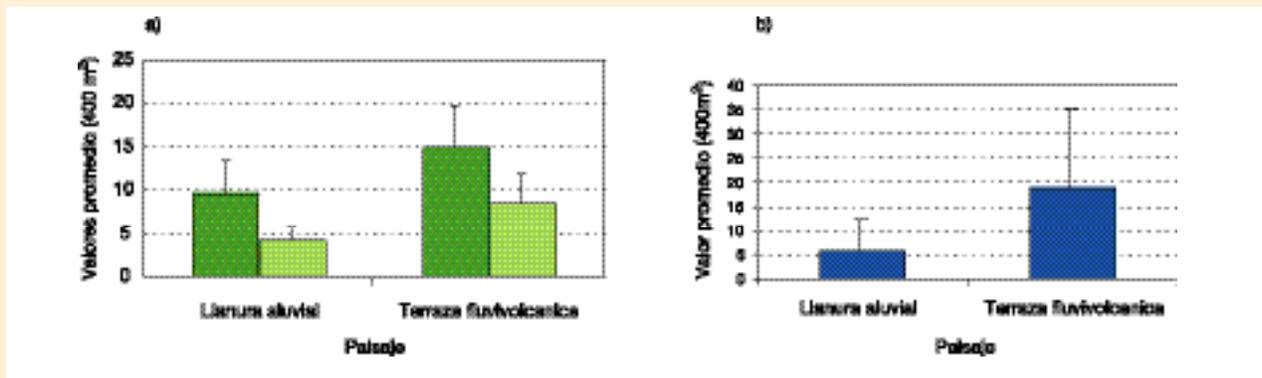


Figura 2. a) Comportamiento de la riqueza (barras verde oscuro) y diversidad Alpha de Fisher (barras verde claro) b) abundancia de la vegetación de regeneración en los dos paisajes fisiográficos

ra, la abundancia de los individuos ≥ 10 cm dap disminuyó de manera significativa con el incremento en el área basal de la guadua en el paisaje de terrazas fluvio-volcánicas y en el Grupo 1. En el núcleo 3, se observó que la abundancia de individuos ≥ 10 cm dap fue significativamente mayor cuando el número de tallos de guadua fue menor ($p < 0,05$).

Discusión y conclusiones

En general, los guaduales estudiados mostraron características florísticas y estructurales muy cambiantes, como lo demuestran las desviaciones estándar de las variables analizadas. Un número considerable de especies arbóreas estuvo presente dentro de los guaduales, las cuales logran establecerse bajo el dosel de guadua. Sin embargo, muy pocas especies alcanzan y superan el dosel; entre ellas, *Pseudolmedia rigida*, *Cupania americana*, *Anacardium excelsum*, *Ficus insipida*, *Guarea guidonia* y *Tetrorchidium rubrinervium*, que también son las más abundantes y frecuentes. Otras especies como *Oreopanax albanense*, *Trichilia pallida*, *Trophis caucana* y *Rollinia membranacea* también son abundantes y muy comunes en los guaduales, pero raras veces alcanzan el dosel superior ya que son de porte mediano. El grupo de palmas más frecuente y abundante está compuesto por pal-

Cuadro 3.

Diferencias entre núcleos según el IVI de las especies (prueba de Tukey = 0,05). Las letras indican los núcleos con IVI diferentes

Especie	N1	N2	N3	N4	N5	N6
<i>Bunchosia armeniaca</i>	0	A 10,25	B 0,58	B 2,13	0	0
<i>Cupania americana</i>	B 2,0	B 1,33	A 13,83	0	B 4,0	A 18,38
<i>Ficus insipida</i>	A 8,75	B 2,42	B 0,75	0	0	0
<i>Guarea guidonia</i>	B 2,88	B 1,50	B 1,67	0	A 7,75	A 8,38
<i>Trichilia pallida</i>	0	0	A 9,75	B 2,0	0	A 5,63

Cuadro 4.

Valores promedios en 0,4 ha de los parámetros florísticos y estructurales (desviación estándar entre paréntesis) encontrados en los dos grupos de guaduales y dos paisajes fisiográficos

Parámetros del rodal	Grupo 1 n = 11 fragmentos	Grupo 2 n = 3 fragmentos	Pr > t
Regeneración	128,5 (63)	370,7 (24)	<0,0001
Abundancia de herbáceas	160,5 (69)	104 (10,4)	0,0237
Abundancia de arbustos	186 (73,2)	31,7 (2,5)	0,0001
Área basal de guadua	10 (3,8)	7,7 (3,2)	0,0101
Abundancia total	534 (122)	618 (14)	0,0493
Abundancia 10 cm dap	2,4 (1,2)	9,2 (2,8)	<0,0001
Riqueza total	48,9 (8,7)	64 (3,6)	0,0144
Riqueza 10 cm dap	10,4 (3,6)	23 (4,4)	0,0002
Diversidad de Fisher	12,9 (2,6)	17,9 (1,6)	0,0100
	Llanura aluvial n = 3 fragmentos	Terraza fluvio-volcánica n = 11 fragmentos	p > t
Densidad de lianas	0 (0)	12 (17)	0,0400
Área basal guadua	12,2 (6,3)	7,5 (3,4)	0,0040
Riqueza total	39 (3)	55,6 (8,2)	0,0018
Diversidad de Fisher	9,7 (1,5)	15,2 (2,3)	0,0021
Simpson total	8,8 (5,3)	15,5 (4)	0,0330

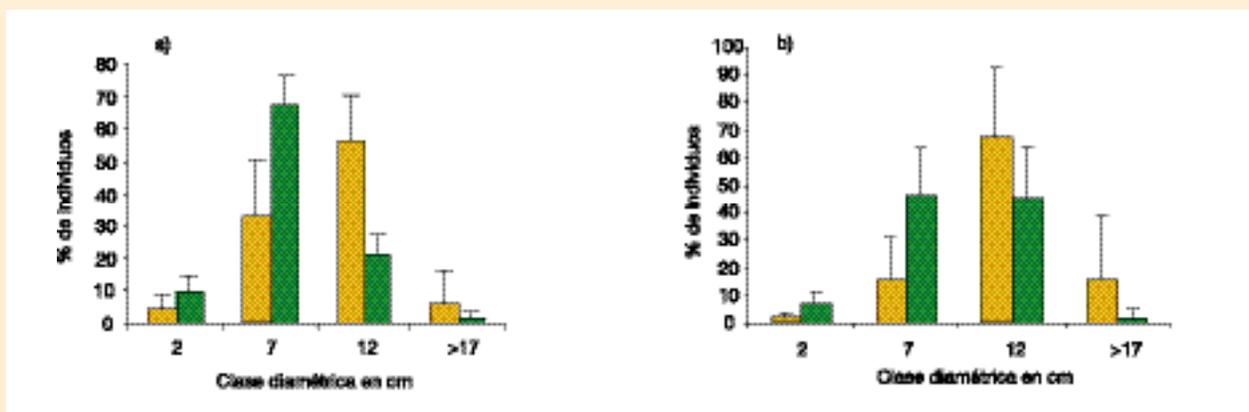


Figura 3. Distribución de la abundancia de tallos de guadua por clase diamétrica para:
a) Grupos de guaduales definidos por el análisis de conglomerados
b) Grupos definidos por paisajes fisiográficos
Los valores en el eje x representan el límite inferior de cada categoría diamétrica. El grupo 1 y la llanura aluvial están representados por las barras amarillas y el grupo 2 y la terraza fluvio-volcánica por las barras verdes

mas del sotobosque de los géneros *Geonoma* y *Chamaedorea*. *G. orbigniana* forma grupos grandes en suelos aluviales. Entre las palmas que alcanzan el dosel, las más abundantes son *Bactris gasipaes* y *Aiphanes aculeata*. Con menor frecuencia aparece *Syagrus sancona*, siempre como emergente, ya que alcanza una altura superior a la guadua.

En cuanto a las especies de arbustos, muchos de ellos se encuentran en sitios abiertos, como orillas de caminos y etapas tempranas de

sucesión; tal es el caso de los géneros *Solanum*, *Cestrum*, *Acalypha*, *Urera* y *Piper* (Vargas 2002). Un alto porcentaje de los individuos encontrados en el sotobosque eran, en realidad, vegetación de regeneración, lo cual resalta la importancia que tienen estos fragmentos para la regeneración de especies arbóreas escasas en la zona, tales como *Poulsenia armata*, *Chrysophyllum argenteum* y *Pouteria torta*, comunes en bosques naturales maduros (Condit *et al.* 1996, Vargas 2002).

A pesar de la similitud entre los guaduales estudiados en cuanto a sus características florísticas, se notan diferencias en relación con algunas especies, como *Cordia hebeclada*, *Brownea* sp1, *Ocotea macrophylla*, *Pouteria torta* y *Syagrus sancona*, que estuvieron presente en algunos sitios y en otros no. Además, algunas variables de estructura al igual que la diversidad y la riqueza de los guaduales o grupos de guaduales fueron diferentes (Ospina 2002). Los guaduales presentaron un conjunto de especies comunes a lo largo de la zona, pero estas variaron en cuanto a su abundancia. Esta variabilidad estuvo relacionada con la productividad del sitio, expresada en términos del área basal de guadua, la cual fue mayor en los fragmentos localizados sobre llanura aluvial o en las áreas planas de las terrazas fluvio-volcánicas, lo que sugiere una menor posibilidad de que otras especies compitan con la guadua, la cual prefiere suelos más fértiles (Giraldo y Sabogal 1998).

Por otra parte, al comparar entre guaduales de llanura aluvial y los de terraza fluvio-volcánica, se encontró que la densidad de palmas, la riqueza total, la diversidad para individuos ≥ 10 cm dap expresada por los

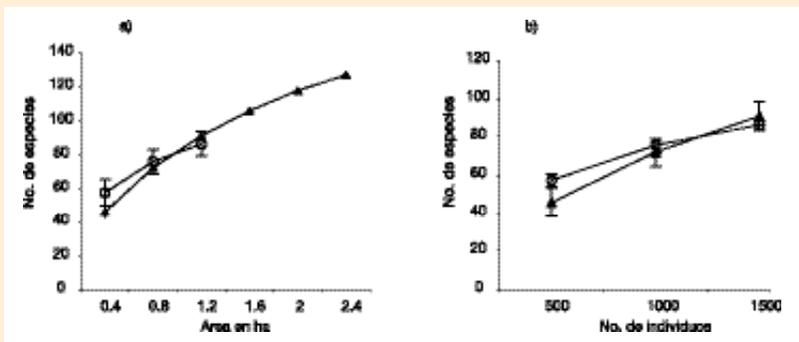


Figura 4. Curvas de acumulación de especies 10 cm dap, aleatorizadas para los dos grupos de guaduales encontrados en relación al a) área de cada sitio (0,4 ha) y b) número de individuos. El grupo 1 está representado por la línea de triángulos negros y el grupo 2 por círculos vacíos

Cuadro 5.

Valores promedios en 0,4 ha, de los parámetros florísticos (desviación estándar en paréntesis) encontrados en los núcleos

Letras distintas indican los núcleos que fueron diferentes (Tukey, con $\alpha = 0,05$)

Parámetros del rodal	N1	N2	N3	N4	N5	N6	P>F
Regeneración	A 37 (124)	A 129 (61)	B 371 (24)	A 130 (109)	A 70 (0)	A 141 (21)	0,0122
Arbustos	A 195 (61)	A 73 (11)	B 31 (2,5)	C 150 (14)	A 228 (0)	C 103 (30)	<0,0001
Palmas	A 94 (9,2)	B 8 (12)	B 9 (8)	B 4,5 (6,3)	B 0	B 3,3 (3,2)	<0,0001
Densidad total	A 581 (36)	A 656 (59)	A 618 (14)	B 389 (81)	A 449 (0)	A 508 (131)	0,0480
Densidad 10 cm dap	A 2,1 (2,7)	A 1,8 (0,3)	B 9,2 (0,6)	A 1,9 (0,5)	A 2,4 (0)	A 3,7 (0,5)	0,0351
Riqueza total	A 39 (5,7)	A 55 (1,5)	B 64 (3,6)	A 48,5 (9,2)	A 40 (0)	A 53 (10)	0,0033
Riqueza 10 cm dap	A 5,5 (4,9)	A 10 (2)	B 23 (4,4)	A 9,5 (0,7)	A 15 (0)	A 13 (2)	0,0002
de Fisher	A 9,5 (2,1)	A 14 (0,7)	B 18 (1,6)	A 14 (2,3)	A 10 (0)	A 14,6 (2,3)	0,0127
Diversidad total Shannon	A 2,8 (0,3)	A 3,2 (0,2)	A 3,2 (0,2)	A 3,2 (0,3)	B 2,1 (0)	A 3,1 (0,12)	0,0157
Diversidad Shannon 10 cm dap	A 0,7 (1,01)	A 2,02 (0,2)	B 2,57 (0,3)	A 1,8 (0,4)	A 2,06 (0)	A 2,1 (0,2)	0,0281

índices Alpha de Fisher y Shannon y la diversidad para todas las categorías de tamaño expresada por el índice de Simpson, fueron estadísticamente distintos. En los grupos de fragmentos definidos por su composición, las diferencias estuvieron determinadas por la presencia o no de bosque natural contiguo al guadua, lo cual puede ser sustentado por la presencia de *Pouteria torta*, *Poulsenia*

armata y *Chrysophyllum argenteum*, en solamente uno de los grupos. Vistos en conjunto, estos ecosistemas pueden llegar a representar buena parte de la vegetación que queda en la zona. Por lo tanto, el entendimiento de la dinámica de todos los componentes de estos ecosistemas será vital para maximizar su función en términos de la conservación de la biodiversidad. 🌿

Agradecimientos:

A Colciencias Proyecto Dinámica Poblacional de la *Guadua angustifolia* Bajo Diferentes Condiciones de Sitio y Manejo Silvicultural en el eje Cafetalero Colombiano, UTP, GTZ y Unión Europea.

Literatura citada

- Agudelo, C.;Gómez, G. 2001.Monografías de la flora andina.Universidad del Quindío 3:26-41.
- Arbeláez, A. 1996. Regeneración natural de la guadua (*Guadua angustifolia* Kunth) por activación de yemas del rizoma. Revista Facultad de Agronomía Universidad Nacional de Medellín.49(1):65 – 81.
- Armbrecht,I;Chacón, P. 1999.Rareza y diversidad de hormigas en fragmentos de bosque seco colombianos y sus matrices. Biotrópica 31(4):646-653.
- Bernal,LE.2002.Estudio para definir criterios técnicos y metodológicos para el inventario, ordenamiento, zonificación y manejo sostenible del recurso guadua en el eje cafetero, Tolima y Valle del Cauca,Pereira.Proyecto Manejo Sostenible de Bosques en Colombia.83 p.
- Condit,R.;Hubbell,SP; Foster, RB. 1996.Changes in tree species abundance in a neotropical forest:Impact of climate change.Journal of Tropical Ecology 12:231-256.
- Cuatrecasas,J. 1958.Aspectos de la vegetación natural en Colombia.Academia Colombiana de Ciencias Físicas y Exactas 10(40):221-264.
- Delgado, D; Finegan, B. 1999.Biodiversidad vegetal en bosques manejados. Revista Forestal Centroamericana 25:14-20.
- Faber-Langendoen,D;Gentry, A.1991. The structure and diversity of rain forests at Bajo Calima,Chocó region,western Colombia.Biotrópica 23(1):2-11.
- Holdridge, LR.1978.Ecología basada en zonas de vida.San José,Costa Rica,IICA.216 p. (Serie Libros y Materiales Educativos no. 34).
- Londoño, X; Prieto, L. 1983. Introducción al estudio fitoecológico de los guaduales del valle geográfico del río Cauca. Tesis Ing. Agr. Palmira, Colombia. Universidad Nacional de Colombia.110 p.
- Londoño, X.1992.Distribución,morfología,taxonomía,anatomía,silvicultura y usos de los bambúes del nuevo mundo. Cespedecia 19(62-63):87-137.
- O'Connor, P;Covich,A;Scatena,F;Loope, L.2000.Non-indigenous bamboo along headwater streams of the Luquillo Mountains, Puerto Rico:Leaf fall,aquatic leaf decay and patterns of invasion. Journal of Tropical Ecology 16:499-516.
- Orejuela, J. 1979.Estructura de la comunidad aviar en un guadua (*Bambusa guadua*) en el Municipio de Jamundi, Valle, Colombia.Cespedecia 8(29-30):43-56.
- Ospina, R. 2002. Factores que determinan las características florísticas y estructurales de los fragmentos dominados por *Guadua angustifolia* Kunth en el eje cafetero colombiano y su relación con el aprovechamiento de guadua. Tesis Mag. Sc.Turrialba,Costa Rica, CATIE.52 p.
- Rai SN;Chauman,KVS. 1998.Distribution and growing stock of Bamboo in India.Indian Forester 124(2):89-98.
- Sabogal,A;Giraldo, E.1998.Biodiversidad en los guaduales. Córdoba,Quindío, Corporación Autónoma Regional del Quindío, Centro Nacional para el Estudio del Bambú Guadua. 14 p. (Nota técnica 1).
- Vargas,W. 2002.Flora de las montañas del Quindío;guía para la identificación de especies. Manizales, Colombia,Universidad de Caldas. 498 p.
- Young, K.1991.Natural History of an understory bamboo (*Chusquea* sp.) in a tropical timberline forest.Biotrópica 23(4b):542-554.

Áreas críticas y vulnerabilidad a desastres naturales en las subcuencas Molino Norte y San Francisco, Matagalpa, Nicaragua

Nelson E. González-Süllo
North Carolina State University
ngonzalez@ncsfnc.cfr.ncsu.edu

Francisco Jiménez
CATIE.fjimenez@catie.ac.cr

Sergio Velásquez
CATIE.svelasqu@catie.ac.cr

Alberto Camero

Por su cercanía a la ciudad de Matagalpa y buena accesibilidad durante todo el año, las subcuencas Molino Norte y San Francisco han sido muy intervenidas.



Resumen

Matagalpa, municipio en el departamento del mismo nombre, fue uno de los más fuertemente afectados en Nicaragua por el Huracán Mitch. Las subcuencas Molino Norte y San Francisco se encuentran dentro de este municipio y sufrieron daños severos durante el evento. Este estudio busca contribuir a determinar las áreas más críticas por su vulnerabilidad a los desastres naturales y hacer una propuesta de acción para reducir esos eventos. Con base en información obtenida de las subcuencas y mediante el Sistema de Información Geográfica (SIG), se identificaron las áreas biofísicamente críticas en ambas subcuencas, lo que permitió caracterizar el grado de vulnerabilidad; también se identificaron elementos biofísicos y socioeconómicos de las subcuencas que afectan el manejo sostenible, aumentan la vulnerabilidad a desastres naturales y las definen como áreas críticas. A partir de los resultados obtenidos, se proponen lineamientos y acciones concertadas con la población para el manejo sostenible de las subcuencas.

Palabras claves: Desastres naturales; manejo de cuencas; áreas críticas; vulnerabilidad; SIG; Matagalpa; Nicaragua.

Summary

Critical areas and their vulnerability to natural disasters in the basins of Molino Norte and San Francisco, Matagalpa, Nicaragua.

Matagalpa, a municipality in the same department, was severely injured by Hurricane Mitch, especially in Molino Norte and San Francisco sub-watersheds. With the study, we pretend to determine areas critical to natural disasters and propose actions to reduce the incidence of those phenomena. Biophysically critical areas in both sub-watersheds were identified using the geographical information system. That permitted the determination of vulnerability levels, and the identification of biophysical and socioeconomic elements that affect sustainability, increase vulnerability to natural disasters, and characterize the sub-watersheds as critical. Basing on the results, guidelines and action lines are proposed to improve sustainable management in the sub-watersheds. Actions should be coordinated with the local population.

Keywords: Natural disasters; watershed management; critical areas; vulnerability; GIS; Matagalpa; Nicaragua.

El huracán Mitch, que asoló a Centroamérica a finales de octubre e inicios de noviembre de 1998, ocasionó daños valorados en miles de millones de dólares y la pérdida de miles de vidas. Las inundaciones y los deslizamientos de tierra, empeorados por el pobre manejo ambiental y el mal uso de la tierra, fueron las causas fundamentales de la devastación. El fenómeno natural dejó claramente establecida la interrelación entre el manejo de las cabeceras de las cuencas hidrográficas y los efectos en las cuencas bajas (USAID 1999).

Por su cercanía a la ciudad de Matagalpa y buena accesibilidad durante todo el año, las subcuencas Molino Norte y San Francisco han sido muy intervenidas; el deterioro ambiental y de los recursos naturales es evidente en ambas. Varias organizaciones prestan ayuda a las comunidades, pues los problemas de deforestación, erosión de suelos, peligro de inundación, deslizamientos y contaminación del agua las vuelve vulnerables a desastres naturales. Esta condición de riesgo ha motivado la ejecución de este estudio para determinar áreas críticas y vulnerables en las subcuencas.

El área de estudio abarca las subcuencas Molino Norte y San Francisco que forman parte de la cuenca Río Grande de Matagalpa en la vertiente del Mar Caribe de Nicaragua. Las subcuencas se ubican al norte y noreste, respectivamente de la ciudad de Matagalpa, a 130 km al norte de la ciudad de Managua (Figura 1). La subcuenca Molino Norte posee un área de 2243 hectáreas. Los principales afluentes son: Patacón, Las Cabañas, San Luis y El Ordeño; ninguno de ellos se seca en verano. La subcuenca San Francisco tiene un área de 2965 hectáreas y sus principales afluentes son San Fran-

cisco, San Pablo, El Ocote y La Granja¹.

Las subcuencas abastecen de agua a la ciudad de Matagalpa, donde hay serios problemas de escasez debido al deterioro por la contaminación de vertidos de desechos sólidos y líquidos derivados de la actividad cafetalera, ganadera, uso de agroquímicos y aumento de la población. Además, el reciente paso del huracán Mitch dejó a las subcuencas muy vulnerables a cualquier desastre natural.

Metodología

La investigación se organizó en tres fases: a) planificación del proceso y recopilación de información, b) interacción con las comunidades (recolección de información primaria), c) análisis e interpretación de resultados.

Los mapas se digitalizaron y editaron con el programa Arc View versión 3.2, en escala de 1:50 000. En ellos se ubicaron las comunidades, red de drenaje, carreteras, caminos transitables (asfaltados y de todo tiempo), y se usaron como guía durante el recorrido de campo. Para ejecutar el estudio, cada una de las subcuencas se dividió en tres niveles altitudinales, tomando como criterio las curvas de nivel. Se trató de trabajar con una comunidad por nivel altitudinal de cada subcuenca.

A partir de información secundaria, validada y ampliada con las comunidades, se recopilaron datos que permitieron seleccionar las variables de observación. Para escoger las variables se utilizaron las siguientes técnicas: a) *Visitas y diálogo informal con extensionistas, miembros de las comunidades y familias*, b) *Recorridos y observación de campo*, c) *Talleres y dinámica participativa*, d) *Entrevistas semi-estructuradas*. Todas estas técnicas se combinaron de manera que los resultados de una

técnica reforzaron la información obtenida en otro momento con otra. Esta triangulación de datos y fuentes de información fue un medio muy apropiado para controlar la veracidad de la información y su correcta interpretación.

Metodología para medir el nivel de criticidad

Para el análisis de áreas críticas se midió el deterioro del recurso suelo. Se entiende por área crítica un sitio donde uno o varios recursos se han deteriorado a niveles insostenibles. Los recursos suelen ser suelo, agua y bosque.

Para lograr uniformidad entre los indicadores utilizados, sabiendo que uno de ellos usa valores cualitativos y los otros valores cuantitativos, se escogió estandarizar las variables dentro de cada uno de los indicadores. Todos los factores se estandarizaron a una misma escala antes de combinarse para formar un índice único de evaluación, de tal manera que todos los parámetros estén correlacionados.

La metodología propuesta para medir el nivel de criticidad utilizó los siguientes parámetros:

a) uso actual de la tierra: un mapa de uso actual de la tierra, generado a partir de la base de datos suministrada por MAGFOR (2000), muestra los tipos de uso de la tierra en las subcuencas. Este mapa se utilizó para calcular el índice de degradación.

b) erosión potencial: se estimó a través de la degradación específica. La degradación específica equivale a la erosión potencial de una cuenca, subcuenca o microcuenca, y se puede estimar con el coeficiente de Fournier. Este índice hace referencia a la cantidad de suelo que se pierde por erosión en $m^3/km^2/año$ (CI-DIAT-MARN 1984).

c) pendiente: para el mapa de pendientes de las subcuencas se usó el programa Arc View 3.2 de SIG como herramienta para calcular la pendiente en cinco diferentes rangos. Esta operación se realizó interpolando las curvas a nivel distanciadas cada 20 metros. Los distintos rangos de pendientes son indicadores importantes para saber el nivel de criticidad de una cuenca, al suponer que áreas con pendientes mayores a 40% son las más críticas para el desarrollo de cualquier actividad humana.

d) grado de erosión hídrica: se encontraron cuatro tipos de erosión hídrica en las subcuencas (de leve a fuerte). Esta variable se determinó mediante un mapa procesado por MAGFOR (2000). Esta es una variable cualitativa.

Una vez estandarizados todos los parámetros dentro de la escala lineal de 0 a 100, se procedió a evaluar el peso de los factores. Para esto se utilizó una evaluación multicriterio con el programa IDRISI de SIG. Cada factor del mapa se multiplicó por su peso relativo y se sumaron los resultados para obtener el nivel de criticidad de las subcuencas. En el Cuadro 1 se muestran los niveles finales de criticidad obtenidos mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Grado de criticidad} = (\text{Uso de la tierra} * \text{factor}) + (\text{Grado de erosión hídrica} * \text{factor}) + (\text{Pendiente} * \text{factor}) + (\text{Erosión potencial} * \text{factor})$$

Metodología para medir el grado de vulnerabilidad

Por vulnerabilidad se entiende la susceptibilidad de una comunidad de ser afectada por algún fenómeno, y se expresa en su incapacidad para “absorber”, mediante el autoajuste, los efectos de un determinado cambio en su medio ambiente (Wilches-Chaux 1993).

¹ Datos suministrados por MAGFOR (1998) y GeoDigital S.A. (2001)

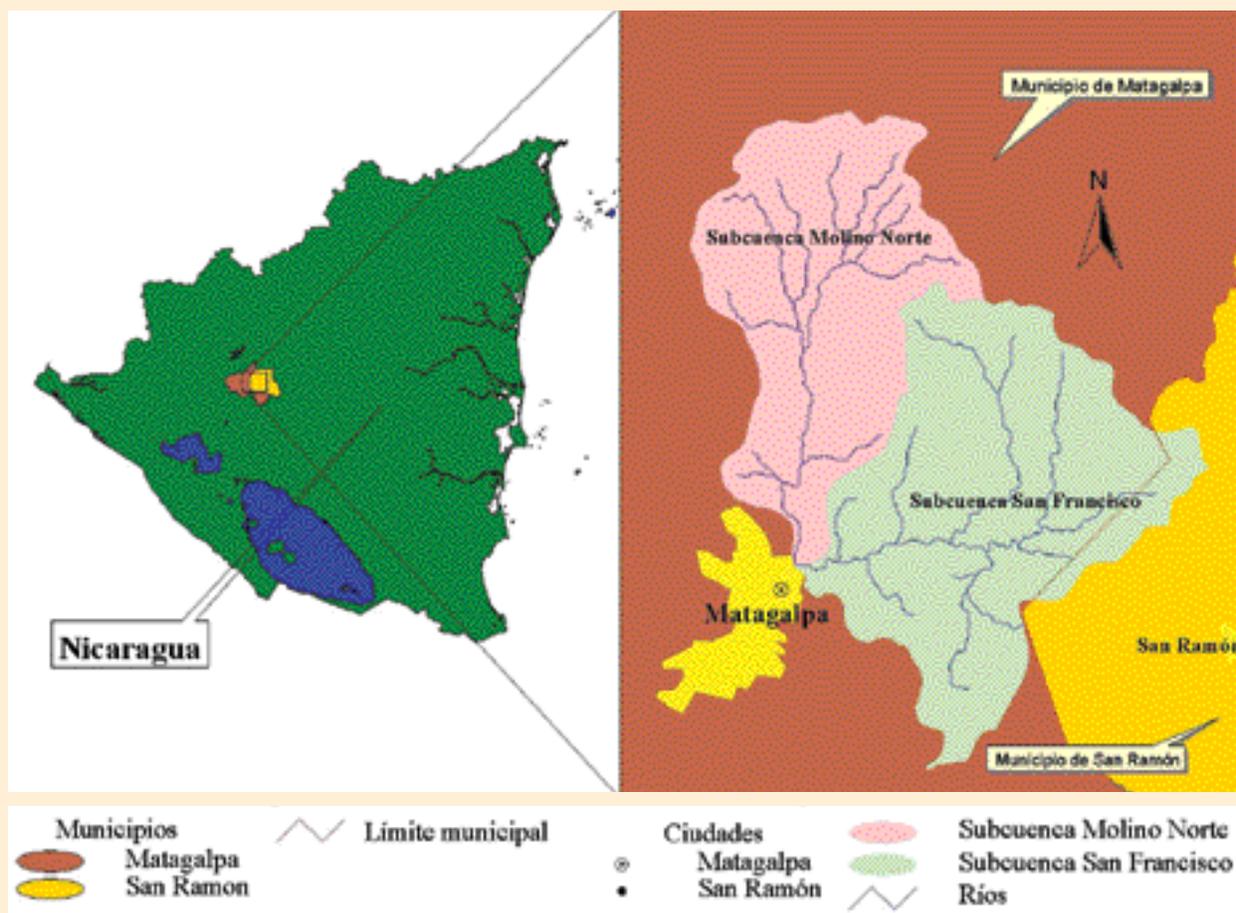


Figura 1. Ubicación de las subcuencas Molino Norte y San Francisco, Matagalpa, Nicaragua

Los parámetros que se usaron para medir la vulnerabilidad se estandarizaron con una escala lineal de 0 a 100, de manera que todos los factores estuvieran en una misma escala antes de combinarse para formar un índice único de evaluación. En la escala utilizada, el valor “0” significa que el aporte del indicador es menos significativo a un determinado nivel de vulnerabilidad; es decir, que el elemento analizado presenta un nivel muy bajo de vulnerabilidad. El valor “100” significa que el aporte del indicador es significativo, y que la situación que refleja es determinante y su aporte es fundamental.

La metodología propuesta para medir el nivel de vulnerabilidad utilizó los siguientes parámetros: a) calidad del agua, b) densidad poblacional, c) grupos vulnerables, d) cercanía a los puestos de salud, escuelas primarias y caminos, e) distancia a ríos, f) intensidad de uso de la tierra, g) precipitación.

Una vez que cada parámetro fue estandarizado a una misma escala, cada factor del mapa se multiplicó por su peso relativo, y se sumaron los resultados para obtener el nivel de vulnerabilidad de las subcuencas.

Por último, los mapas de áreas críticas y áreas vulnerables se integraron mediante el SIG para determinar las zonas de mayor riesgo a desastres naturales.

Resultados y discusión

Uso actual de la tierra

Subcuenca Molino Norte. El uso de la tierra predominante es el cultivo del café (925 ha), rubro al que se dedican los grandes y medianos productores y, en menor porcentaje, los pequeños productores. En la parte alta de la subcuenca hay un bosque bajo cerrado de 152 ha que no se explota con fines comerciales; el dueño lo mantiene con fines conservacionistas como atracción ecoturística en su hotel de montaña, pero los pobladores vecinos se surten de leña allí. Los cultivos anuales (maíz y frijol) ocupan 184 ha; los pequeños productores son quienes principalmente se dedican a estos cultivos en la parte media y baja de la subcuenca y, en

Cuadro 1.

Niveles de criticidad encontrados en las subcuencas Molino Norte y San Francisco, Matagalpa, Nicaragua

Valores finales	Clasificación	Grado de criticidad
0 – 20	1	Muy Bajo
20 – 40	2	Bajo
40 – 60	3	Medio
60 – 80	4	Alto
80 – 100	5	Muy Alto

menor escala, plantas ornamentales y hortalizas en la parte alta.

El cultivo de pastos mejorados para la ganadería (101 ha) está ganando terreno en la subcuenca por parte de los grandes productores, como alternativa ante los bajos precios del café. Además, hay un área de 217 ha de pastos con malezas. Las malezas ocupan un área de 537 ha, distribuidas en toda la subcuenca, y una pequeña área de vegetación arbustiva (27,36 ha). Los centros poblados y otras áreas habitadas ocupan 99 ha.

Subcuenca San Francisco. El uso de la tierra predominante son los pastos cultivados (1981 ha) y pastos con malezas (349 ha) en la parte baja y media de la subcuenca. El ca-

fé con sombra (183 ha) y sin sombra (66 ha) es un rubro que se mantiene a pesar de los bajos precios del grano. Las malezas ocupan un área de 265 ha, los cultivos anuales 2 ha y la vegetación arbustiva 18 ha. Los centros poblados y otras áreas habitadas ocupan un área de 102 ha.

Intensidad de uso de la tierra

La superposición del mapa de uso potencial con el de uso actual de la tierra dio como resultado el mapa de intensidad de uso de la tierra. El nivel de intervención de uso de la tierra debido a las actividades agropecuarias y humanas en la subcuenca Molino Norte es el siguiente: 47,6% adecuadamente

utilizado, 43,6% sobreutilizado y 4,4% subutilizado. En la subcuenca San Francisco: 8,4% adecuadamente utilizado 78,5% sobreutilizado, 9,7 % subutilizado y 3,4% otras áreas.

Nivel de criticidad por subcuencas

La subcuenca Molino Norte presenta un 49% de su área (1088 ha) con nivel de criticidad 3 (medio); el nivel de criticidad 4 (alto) ocupa 852 ha, que representan 38% de la superficie de la subcuenca. El nivel de criticidad 5 (muy alto) solo ocupa un 2% de la superficie de la subcuenca y abarca 48 ha. El nivel de criticidad 2 (bajo) ocupa un 11% del área de la subcuenca con 256 ha y no hay áreas con nivel de criticidad 1.

En el mapa de grados de criticidad (Figura 2) se observan los poblados y/o caseríos que se encuentran en diferentes grados de situación crítica: con un nivel alto hay cinco poblados y ocho con nivel medio.

En la subcuenca San Francisco, el 49% de la superficie (1439,4 ha) posee un nivel de criticidad 3, el 34% (996,8 ha) nivel de criticidad 4 y 6% (173,2 ha) nivel 5. No hay



Foto: Programa FOCUENCAS, CATIE

El 89% del área de las subcuencas Molino Norte y San Francisco se encuentran en un nivel de criticidad medio a muy alto y un 11% en un nivel de criticidad bajo

áreas con nivel de criticidad 1 y el nivel 2 ocupa el 12% del área de la subcuenca (356,1 ha). Allí se identificaron diez poblados y/o caseríos en un nivel alto de criticidad y cinco poblados en un nivel medio.

Grado de vulnerabilidad en las subcuencas

En la subcuenca Molino Norte, el grado de vulnerabilidad es 2 en el 87% del territorio. El nivel medio de vulnerabilidad (grado 3) abarca el 8% del área de la subcuenca y un 5% está en grado 1 (muy bajo). Ninguna zona presenta grados de vulnerabilidad 4 o 5. La Figura 3 muestra los distintos grados de vulnerabilidad en las subcuencas.

En la subcuenca San Francisco, el grado de vulnerabilidad 3 abarca el 59,3% del territorio, en tanto que los grados 1 y 2 abarcan 56,7 ha (1,9%) y 1151,7 ha (38,8%). Tampoco en esta subcuenca se observan grados de vulnerabilidad 4 y 5.

Integración de áreas críticas y áreas vulnerables para determinar los sitios de mayor riesgo a desastres naturales

Por medio del SIG se integraron los mapas de áreas críticas y áreas vulnerables para obtener un mapa de áreas de mayor riesgo a desastres naturales (Figura 4).

La subcuenca Molino Norte presenta grados finales de vulnerabilidad media y alta en casi el 95% de su territorio. En el mapa de áreas de

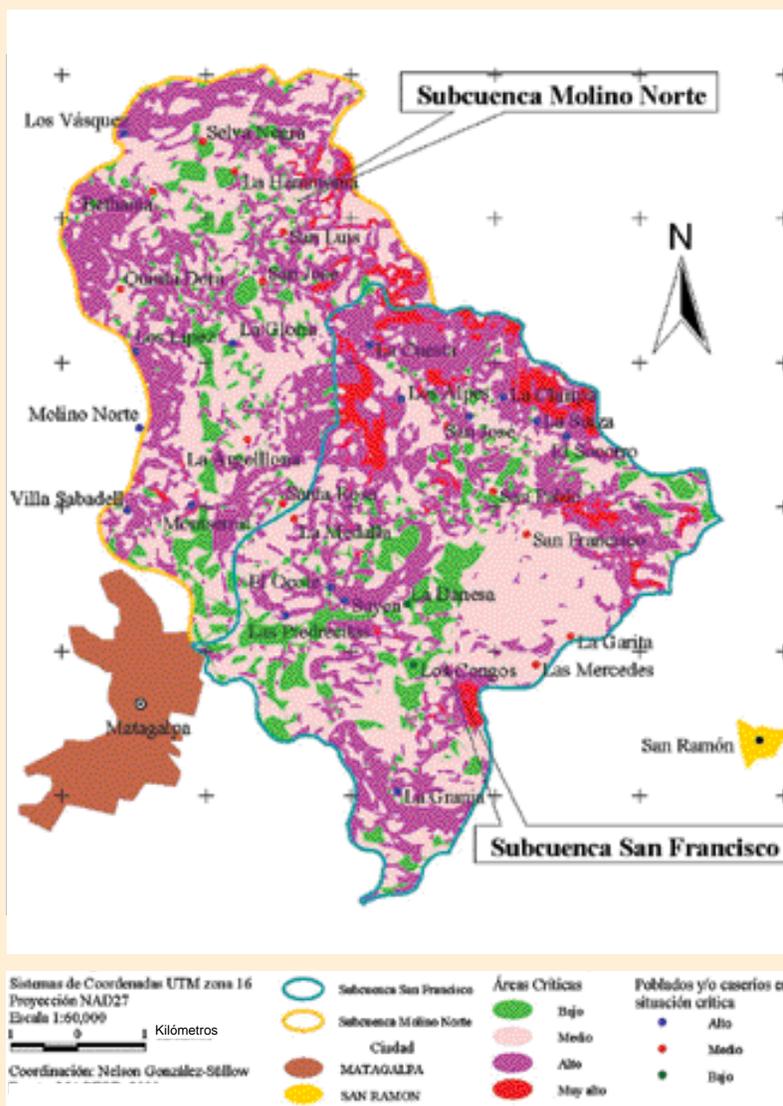


Figura 2. Grados de criticidad: subcuencas Molino Norte y San Francisco, Matagalpa, Nicaragua
Fuente: MAGFOR (2000)

Cuadro 2.

Grados finales de vulnerabilidad de las subcuencas Molino Norte y San Francisco, Matagalpa, Nicaragua

Grado finales de vulnerabilidad	Descripción	Área (ha)		Área (%)	
		Molino Norte	San Francisco	Molino Norte	San Francisco
1	Muy Bajo	0,0	0,0	0	0,0
2	Bajo	115,5	50,6	5,1	1,7
3	Medio	1183,2	964,9	52,8	32,5
4	Alto	943,7	1950,0	42,1	65,8
5	Muy Alto	0,0	0,0	0,0	0,0
Total		2242,4	2965,5	100,0	100,0



Figura 3. Mapa de áreas vulnerables: subcuencas Molino Norte y San Francisco, Matagalpa, Nicaragua

mayor vulnerabilidad se puede ver que seis poblados se encuentran condiciones de vulnerabilidad alta: Los Vásquez, Los López, Molino Norte, Montserrat, Villa Sabadell y La Gloria. En el nivel medio se encuentran siete caseríos: Selva Negra, La Hammonia, La Argollona, Santa Rosa, San José, Quinta Dora y Bethania.

En la subcuenca San Francisco, las zonas con vulnerabilidad media y alta cubren el 98,3% del territorio. Casi todos los poblados de la subcuenca son muy vulnerables a los desastres naturales.

El Cuadro 2 expresa las áreas en hectáreas y los porcentajes de los distintos grados de vulnerabilidad de ambas subcuencas.

Análisis comparativo de los mapas participativo, áreas de mayor vulnerabilidad y de sitios críticos

La Figura 5 se formó mediante la superposición de tres mapas: el mapa hecho por las comunidades, el realizado por COSUDE (2000) y el mapa de áreas más vulnerables. Los lugares que la comunidad marcó

como áreas críticas y vulnerables en la subcuenca Molino Norte coinciden con las áreas de vulnerabilidad alta encontradas con esta investigación, lo que supone que la comunidad tiene conciencia de la situación de peligro. Con ayuda de los habitantes de la comunidad se podría hacer un diagnóstico rápido acerca de los problemas que hay en la subcuenca.

En la subcuenca San Francisco sucedió lo mismo. Las áreas que ellos identifican como críticas coinciden con las encontradas en esta investigación; además, dos lugares marcados como sitios críticos por COSUDE (2000), también fueron identificados por los habitantes de La Garita.

Es necesario resaltar, sin embargo, que los habitantes de ambas subcuencas señalan lugares muy puntuales donde el efecto es muy visible; con el uso de SIG se puede apreciar la verdadera magnitud del problema y definir el área completa susceptible. Con la ayuda de los habitantes de las subcuencas, se podría elaborar un mapa de áreas vulnerables de manera rápida y con poca inversión de recursos.

Lineamientos y acciones concertadas con las comunidades para la reducción y mitigación de desastres naturales
Cualquier acción de manejo de una cuenca debe partir de un consenso local participativo; los habitantes deben ser los actores activos durante todo el proceso. Por eso, con base en los aportes de los pobladores de las subcuencas Molino Norte y San Francisco se elaboró una serie de lineamientos y acciones que se podrían implementar para la reducción y mitigación de desastres naturales en la zona.

■ **Capacitación y educación ambiental:** concientizar y fomentar el interés de los pobladores, mediante charlas y cursos sobre la importancia de un medio ambiente saludable.

- **Erosión de suelos:** solicitar asistencia técnica para buscar soluciones a los problemas de erosión. Reforestar, hacer obras de conservación de suelos como curvas de nivel, barreras vivas y muertas y evitar la siembra en laderas; mejorar los sistemas de producción de los agricultores, e introducir prácticas agroforestales para disminuir la erosión de los suelos.

- **Mantenimiento de caminos:** a través de un apoyo conjunto entre la población y la Alcaldía de Matagalpa se pueden tener caminos en buen estado, si la comunidad aporta la mano de obra.

- **Fuentes de empleo:** este es un problema serio para los pobladores de la subcuenca Molino Norte; se plantea organizar cooperativas con acceso a créditos para conseguir tierras, y así mejorar sus condiciones de vida.

- **Mejoramiento de las condiciones sociales:** los principales problemas identificados fueron: agua escasa y contaminada, servicios de salud y electricidad deficitarios, nivel de educación pobre, problemas de vivienda. Entre las posibles soluciones se plantean:

- Ante la contaminación del agua, fomentar campañas de educación ambiental para concientizar a la población, hacer un proyecto de letrinas, en especial en las haciendas cafetaleras, que los desechos del café sean usados como abono orgánico, y no arrojados en los ríos.
- Ante la falta de agua potable, realizar campañas de concientización del uso racional del agua en las comunidades donde hay abastecimiento de agua, reforestar las márgenes de los ríos (recuperación forestal de la subcuenca).

- **Deforestación:** este es un problema mayor en ambas subcuencas. Los pobladores consideran que los lugares reforestados se deben declarar como áreas protegidas,

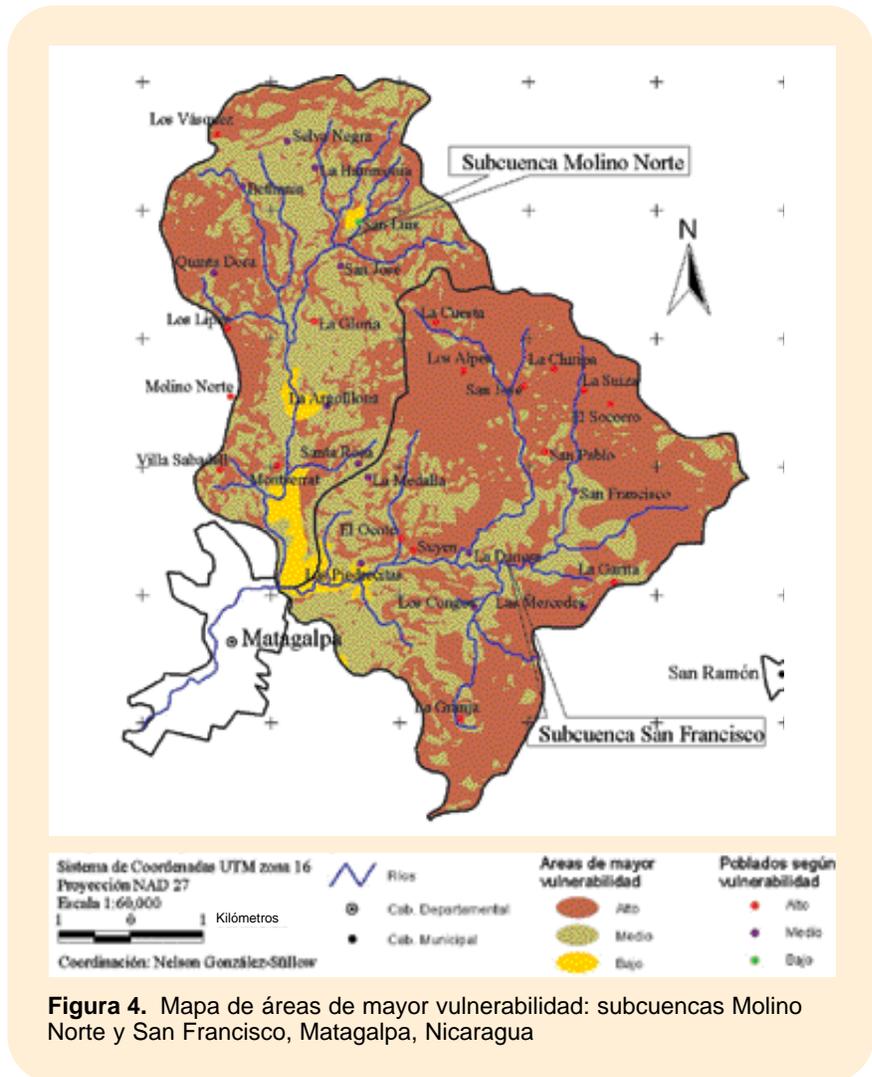


Figura 4. Mapa de áreas de mayor vulnerabilidad: subcuencas Molino Norte y San Francisco, Matagalpa, Nicaragua

aplicar las leyes ambientales existentes y brindar financiamiento para sustituir la cocina tradicional de leña por cocinas a gas. Debe frenarse la habilitación de tierras agrícolas, para preservar e incrementar la superficie forestal. Las instituciones gubernamentales y ONG deberían participar en la implementación de proyectos de reforestación.

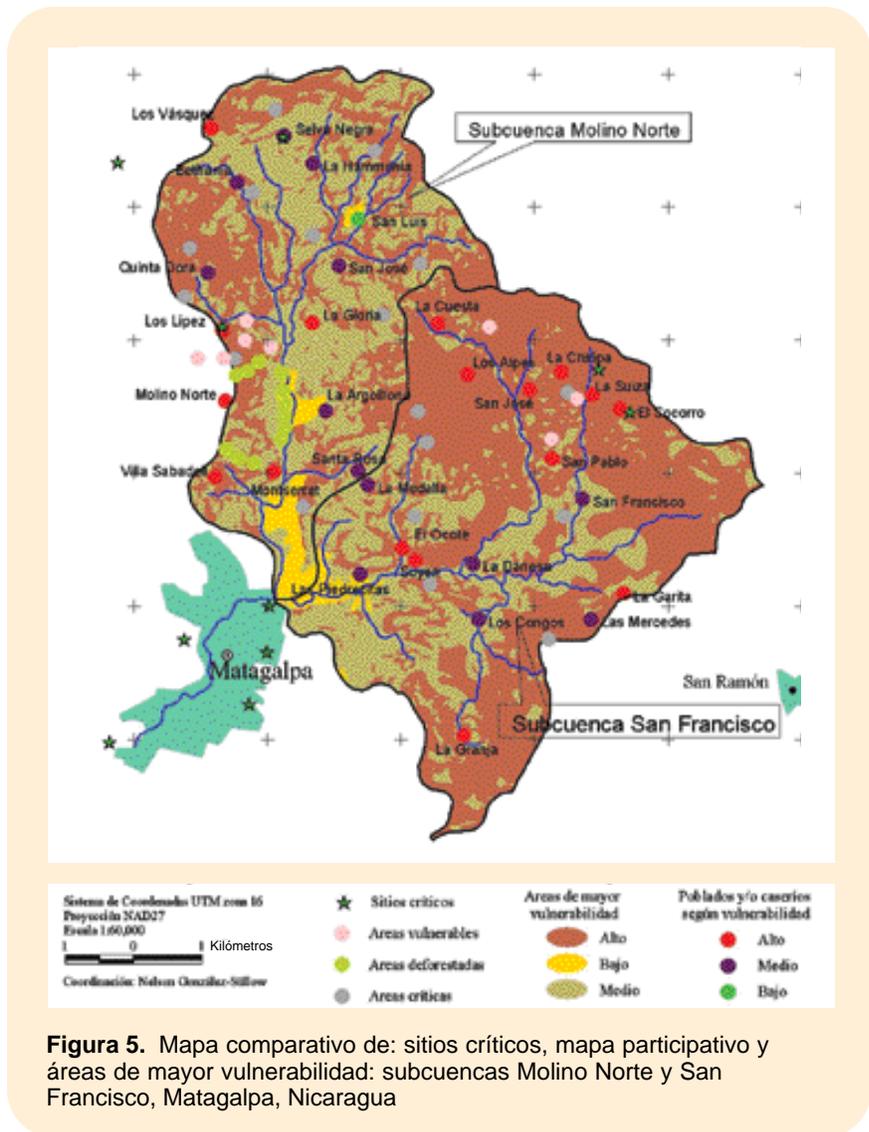
- **Organización local:** dar mayor importancia y capacitación a los diferentes comités formados dentro de las comunidades para que puedan tener una mejor capacidad de gestión ante las autoridades competentes. Sería conveniente reactivar los comités de emergencia

para que participen en trabajos y acciones de prevención (forestación, construcción de obras de conservación de suelos); con ello se lograría una mejor formación de la conciencia y solidaridad, y se educaría a la gente mediante la acción.

Conclusiones y recomendaciones

- El 89% del área de las subcuencas Molino Norte y San Francisco se encuentran en un nivel de criticidad medio a muy alto, mientras que un 11% del área restante se encuentran en un nivel de criticidad bajo. Los niveles medio y alto son considerados críticos.

- La pendiente es el parámetro de mayor incidencia en la determinación de áreas críticas. Las pendientes mayores a 30% presentan limitaciones importantes para el desarrollo agrícola y urbano y ocupan el 36% del área en la subcuenca Molino Norte y 32% en la subcuenca San Francisco.
- La subcuenca Molino Norte posee un grado de vulnerabilidad bajo en el 87% de su área. En la subcuenca San Francisco el 59,3% está en un nivel de vulnerabilidad medio y el 38,8% en el nivel bajo.
- La metodología aplicada en esta investigación es muy factible para la zona, así como para otras subcuencas de la región. Con la introducción de otras variables, como por ejemplo un mapa de tenencia de la tierra, ingreso económico por finca, número de casas con servicios básicos (agua, electricidad), se podría llegar a resultados más precisos y diseñar mejores planes de acción.
- Los mayores beneficiarios de esta investigación son las autoridades municipales de Matagalpa y San Ramón, ya que los mapas realizados y los problemas y soluciones aportados por la población son herramientas de mucha utilidad. Los departamentos ambientales de los municipios deberían asumir la responsabilidad de implementar las acciones propuestas por las comunidades, así como diseñar y ejecutar proyectos para enfrentar los problemas de las subcuencas.
- Para futuros trabajos de investigación en el área se podría evaluar la posibilidad de otorgar pagos por servicios ambientales a los productores de las subcuencas para que mantengan los bosques existentes y reforesten las márgenes de los ríos.



Literatura citada

- CIDIAT (Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Aguas y Tierras, VE); MARNR (Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables, VE).
- COSUDE (Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación). 2000. Evaluación indicativa de peligros derivados de fenómenos de inestabilidad y torrenciales. Managua, Nicaragua, COSUDE. 31 p.
- GeoDigital. 2001. Nicaragua Digital 1:50 000. Managua, Nicaragua. Disco compacto, 8 mm.
- MAGFOR (Ministerio Agropecuario y Forestal, NI). Dirección de Estrategias Territoriales. 2000. Informaciones físico-natural y socioeconómica del departamento de Matagalpa, Nicaragua. Managua, Nicaragua. Disco compacto, 8 mm.
- MAGFOR (Ministerio Agropecuario y Forestal, NI). 1998. Huracán Mitch, sector agropecuario y forestal: rehabilitación y transformación. Políticas y Programas. Managua, Nicaragua, MAGFOR. 100p.
- USAID. 1999. Manejo de las cuencas hidrográficas para la reconstrucción después de los huracanes y reducción de la vulnerabilidad ante los desastres naturales (en línea). Consultado el 15 ago. 2000. Disponible en <http://hurricane.info.usaid.gov/span-env.htm>
- Wilches-Chaux, G. 1993. La vulnerabilidad global. In Maskrey, A. comp. Los desastres no son naturales. Colombia, La Red. p. 9 - 50.

Evaluación de la vulnerabilidad y riesgo de desastres en la subcuenca Matanzas, río Polochic, Guatemala

Mario Buch
msbuch@internet.net.gt
Francisco Jiménez
CATIE.fjimenez@catie.ac.cr
José Arze
Sergio Velásquez
CATIE.svelasquez@catie.ac.cr
Juventino Gálvez

Por su disposición geográfica y niveles de desarrollo socioeconómico, Guatemala está entre los países más vulnerables a desastres naturales causados por fenómenos climáticos y meteorológicos.

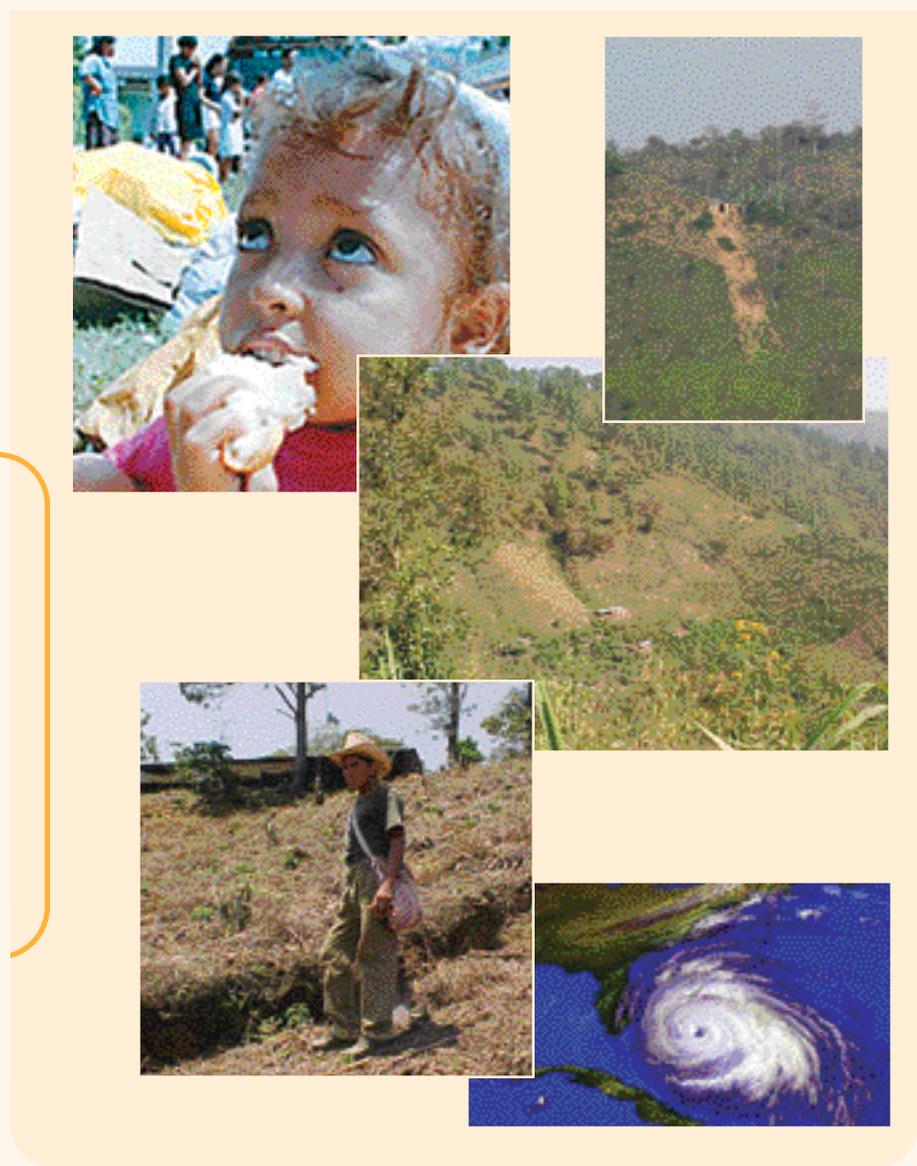


Foto: Programa FOCUENCAS, CATIE.

Resumen

Mediante el uso de indicadores, se evaluó la vulnerabilidad y riesgo a desastres en la subcuenca Matanzas del río Polochic. Se seleccionaron y priorizaron las variables a evaluar, incluyendo aspectos de carácter físico, social, ambiental, así como las condiciones que manifiestan amenazas a deslizamientos. Con la información colectada en las comunidades se analizó la severidad y el grado de contribución de cada indicador en la configuración del grado de vulnerabilidad y riesgo. Los indicadores se cuantificaron, ponderaron y analizaron mediante un sistema de expertos que proyectó resultados en tres niveles de severidad; alto, medio y bajo, asignados mediante juicios de valor.

Este análisis permitió conocer y diferenciar los niveles de vulnerabilidad y riesgo a desastres en las 101 comunidades evaluadas. Se encontró que la mayoría (59) presentan una mediana vulnerabilidad, mientras que 25 comunidades son muy vulnerables a los desastres. Los principales indicadores que afectan esta situación son educación, salud y servicios básicos. Un grupo de 32 comunidades están en alto riesgo, lo que las convierte en las regiones donde debe fijarse mayor atención, a fin de planificar una intervención directa sobre factores que inciden en la conformación del nivel de riesgo.

Palabras claves: Desastres naturales; manejo de cuencas; análisis de riesgo; vulnerabilidad; Guatemala.

Summary

Evaluation of the vulnerability and risk of disasters in the sub-watershed, Polochic river, Guatemala. By using certain indicators, the vulnerability and risk to disasters in the watershed were estimated. The evaluation variables were selected and prioritized to include physical, social and environmental aspects, and conditions which imply threats of land-slide as well. With the data collected in the communities, the degree of contribution of each indicator was analyzed and the level of vulnerability and risk determined. The indicators were quantified, averaged and analyzed by means of an Expert System that provided levels of risk (high, medium and low), assigned by value judgments.

Through this analysis the levels of vulnerability and risk of disaster for the 101 communities in the watershed were differentiated and evaluated. It was found that 59 communities presented a medium level of vulnerability, and 25, a high level. The main indicators that explain this situation were education, health, and basic services. In consequence, a group of 32 communities are in a high risk of disaster. They should be subject of special attention to control and prevent the causes that increase the risk of disaster.

Keywords: Natural disasters; watershed management; risk analysis; vulnerability; Guatemala.

El manejo integrado de los recursos naturales en el marco de las cuencas hidrográficas constituye una herramienta básica para encontrar alternativas económica y ambientalmente viables que permitan disminuir la vulnerabilidad y el riesgo de las poblaciones a los desastres. Asimismo, el manejo integrado puede contribuir, mediante el desarrollo, al combate de la po-

breza en las comunidades presentes en las cuencas, mejorando con ello su calidad de vida.

Las causas principales de la degradación ambiental son la pobreza persistente de la mayoría de los habitantes del planeta y el consumo excesivo por parte de una minoría. Actividades como mal uso de la tierra, deforestación, uso de tecnologías inadecuadas en la pro-

ducción agrícola, pastoreo excesivo y contaminación de distintos tipos son comunes en las cuencas hidrográficas (BID 1999). Esta situación, unida a un crecimiento demográfico acelerado y, en consecuencia, una alta demanda por alimentos, ha aumentado los índices de riesgo y la vulnerabilidad a eventos que causan desastres en las comunidades.

Por su posición geográfica y niveles de desarrollo socioeconómico, Guatemala está entre los países más vulnerables a desastres naturales causados por fenómenos climáticos y meteorológicos. La cuenca del río Polochic es una región muy afectada por eventos que causan desastres, lo cual, aunado al manejo inadecuado y sobreexplotación de los recursos naturales (suelo, bosque y agua) y los evidentes niveles de pobreza, hacen que la vulnerabilidad y el riesgo a los desastres formen parte del ecosistema, sin que se promuevan acciones político-institucionales que busquen reducir esta problemática.

La evaluación de la vulnerabilidad permite conocer el estado del ecosistema, identificar los factores que lo afectan y lo hacen vulnerable a desastres y, con base en esto, proyectar acciones para prevenir y mitigar daños. Esta visión se alcanza a través de una estrategia integral de desarrollo basada, entre otros aspectos, en la reducción de la vulnerabilidad. En este sentido, los objetivos del estudio fueron plantear una evaluación y análisis previo que permita proyectar las líneas prioritarias de acción, sobre las cuales puede implementarse un proceso participativo y dinámico para la reducción de la vulnerabilidad y el riesgo a los desastres.

Metodología

La cuenca del río Polochic tiene un área estimada de 2 876 km² de los cuales 825 km² corresponden al área estudiada (subcuenca del río Matanzas). Para determinar el grado de vulnerabilidad y riesgo se seleccionaron una serie de indicadores mediante un análisis integral de los actores que intervienen directamente. Estos indicadores definieron parámetros para describir cuantitativa y cualitativamente las características de las 101 comunidades de la cuenca y producir un patrón provisional de “vulnerabilidad local”.

La selección se fundamentó en experiencias, características, adaptabilidad, disponibilidad y representación de los indicadores que afecta la vulnerabilidad y el riesgo, según las condiciones locales. Entre los indicadores evaluados, un grupo considera características físicas de las comunidades, en términos de infraestructura. Otro grupo representa la situación social en las comunidades; se trató de definir de manera concisa la problemática que agudiza una situación vulnerable, principalmente cuando los valores de los indicadores se inclinan hacia una situación donde la deficiencia en servicios sociales es evidente.

Para evaluar el grado de amenazas se incluyeron tres tipos de indicadores: a) los relacionados directamente con amenazas identificadas y latentes, b) la recopilación de hechos históricos, y c) las características de los ecosistemas que, bajo ciertas circunstancias, pueden considerarse una amenaza. En estos indicadores se considera el factor humano, pues

su accionar incide directamente en el valor que los indicadores obtengan en la evaluación. El Cuadro 1 muestra los criterios e indicadores utilizados como variables en el estudio.

La medición de los indicadores se desarrolló por recopilación de información ya existente, visitas y entrevistas con campesinos y autoridades en las comunidades. Con el fin de reducir la variabilidad en la información obtenida (cualitativa y cuantitativa) se estandarizó, según el grado de influencia en la vulnerabilidad, amenaza y riesgo. Así, se asignó un valor cuantitativo en una escala lineal de 0 (cero) a 1 (uno), distribuida en rangos según los niveles evaluados por cada indicador. Se consideró que un valor cercano a “0” tendría menos influencia que un valor cercano a “1”. En algunos casos se desarrolló una ponderación entre los distintos niveles evaluados por el indicador, con el fin de asignarle un mayor peso al valor que representara las situaciones más críticas; con ello, al final se tendría un índice para cada indicador.

Cuadro 1.
Criterios e indicadores de vulnerabilidad, amenaza y riesgo a desastres evaluados

Criterios	Indicadores
1. Vivienda	Tipo de vivienda Ubicación de la vivienda
2. Infraestructura comunal	Tipo de edificación comunal Accesibilidad a la edificación comunal
3. Accesibilidad	Calidad de vías de comunicación
4. Población	Densidad poblacional
5. Educación	Porcentaje de analfabetismo Grado de escolaridad
6. Salud	Tipos de servicios de salud Acceso al servicio de salud
7. Servicios básicos	Electricidad Agua potable Deposición de excretas (drenaje)
8. Eventos de origen natural o antrópico	Frecuencia de aparición de fenómenos Tipos de daños causados
9. Amenaza latente	Amenaza a sismos Amenaza a deslizamientos
10. Agroecosistemas	Tipo de cobertura de la tierra Intensidad de uso de la tierra
11. Preparación al riesgo	Organización comunitaria Medios de comunicación

Para el análisis de los indicadores se utilizó el programa ALES (versión 4.65) que trabaja con base en sistemas de expertos y el sistema de información geográfica para la generación y manipulación de mapas del área evaluada.

Los valores de vulnerabilidad, amenaza y riesgo se proyectan en tres niveles: *alto*, *medio* y *bajo*, que agrupan los valores de los índices de cada uno de los indicadores evaluados. Estos tres niveles fueron asignados para cada indicador y para el resultado de la evaluación mediante juicios de valor.

Las evaluaciones en ALES se enfocaron desde tres puntos de vista: 1) la vulnerabilidad total, que incluyó los indicadores de vulnerabilidad física y social; 2) el grado de amenaza y los factores que la favorecen; 3) una evaluación del riesgo total, que integró tanto los resultados de vulnerabilidad total, el grado de amenaza y la tendencia del riesgo, en términos de las acciones que se realizan en la cuenca y que permiten modificar, de manera positiva o negativa, el grado de riesgo en una comunidad.

Para las amenazas relacionadas con la presencia de zonas susceptibles a deslizamientos se consideraron dos indicadores: cobertura de la tierra e intensidad de uso de la tierra. Si bien, no pareciera que ambos tengan relación con las amenazas, son coadyuvantes en la manifestación de estas y favorecen la aparición de otros problemas, como pérdida de suelos y aumento de la escorrentía.

Resultados y discusión

La vulnerabilidad física analizada de manera integrada por ALES muestra que la mitad del total de comunidades de la subcuenca (50) tienen una baja vulnerabilidad, 36 muestran vulnerabilidad media y 15 muestran una alta vulnerabilidad física. Por lo general, el grado de vulnerabilidad en la condición física determina el grado de vulnerabilidad

total; sin embargo, el modelo ALES permite asignar mayor peso a algunos de los indicadores que se consideran de mayor importancia, con lo que el grado de vulnerabilidad total puede variar.

La mayoría de comunidades que muestran la vulnerabilidad física más alta carecen de una vía de acceso vehicular, y se ubican a más de una hora de camino desde la carretera más próxima. De igual manera, las condiciones y características de las viviendas observadas a lo largo de la subcuenca evidencian la pobreza que se vive en la región.

En cuanto a la **vulnerabilidad social** se determinó que del total de comunidades de la subcuenca, 22 presentan un alto nivel de vulnerabilidad social, 59 muestran un nivel medio y 20 bajo. El grado de vulnerabilidad refleja la situación social que se vive en la región: grado de pobreza y falta de inversión en aspectos sociales. Este parámetro tiene una relación directa con el manejo de los agroecosistemas de la subcuenca, y con la deficiencia o ausencia de conocimientos para el uso óptimo de los recursos naturales. Para efectos de este estudio, el grado alto de vulnerabilidad fue definido por los indicadores relacionados con las condiciones de la vivienda, servicios de salud, educación y servicios básicos; la vulnerabilidad media fue definida por las vías de comunicación y las construcciones comunales.

A nivel general, la subcuenca Matanzas tiene un nivel de vulnerabilidad entre medio y alto. En 25 comunidades se combinan grados medios y altos de vulnerabilidad física y social. Estas comunidades concentran al 19% de la población de la subcuenca (aproximadamente 6300 personas), y se ubican en las zonas más alejadas de la cuenca, en sitios por lo general poco accesibles.

La mayoría (59) de comunidades de la subcuenca se ubican en un nivel medio de vulnerabilidad. Este grupo de comunidades son impor-

tantes para la implementación del manejo, prevención y mitigación de la vulnerabilidad pues algunos de los indicadores evaluados arrojan valores favorables que permiten una mayor versatilidad en la aplicación de medidas correctivas. Aún cuando los principales indicadores que evidencian una situación de riesgo están presentes, estas comunidades se han considerado de vulnerabilidad media por la presencia de condiciones favorables; por ejemplo, hay acceso para vehículos, o las condiciones de vivienda son mejores. Sin embargo, la situación desfavorable de indicadores como educación, salud y servicios básicos exigen que se apliquen medidas correctivas a fin de disminuir la vulnerabilidad.

Un pequeño grupo de 17 comunidades muestra un nivel bajo de vulnerabilidad. Estas comunidades son principalmente los centros poblados urbanizados, como la cabecera municipal de Purulhá y aldeas a la orilla de la carretera asfaltada y que cuentan con mayor acceso a los servicios sociales. La población de este grupo representa aproximadamente el 13% de la población total de la subcuenca. A pesar del bajo nivel de vulnerabilidad general, algunos indicadores en estas comunidades son críticos; por ejemplo, las condiciones de vivienda o el nivel educativo. Estos indicadores negativos prevalecen a lo largo de toda la subcuenca.

En cuanto a **las amenazas**, 19 comunidades presentan un alto grado, que al combinarse con la vulnerabilidad, las convierten en zonas de alto riesgo. Estas comunidades están cerca de zonas de deslizamientos, o en una posición crítica en relación con la topografía y la pendiente y, por lo tanto, son muy susceptibles de sufrir los efectos de un desastre. En cuanto a las demás comunidades, 20 muestran un nivel medio y 62 un nivel bajo de amenaza. Esta situación, sin embargo, no asegura que estén fuera de peligro, pues aún cuando la amenaza sea leve, mientras preva-



- a. En las áreas con alta presión sobre los recursos naturales se incrementa el riesgo de desastres.
- b. Vivienda en zona de alto riesgo a deslizamientos.
- c. La ubicación de comunidades en regiones no aptas para viviendas contribuye a incrementar los niveles de riesgo a desastres.
- d. La agricultura en laderas sin prácticas sostenibles, contribuye a incrementar el riesgo de deslizamientos (Fotos: M. Buch).

lezcan altos niveles de vulnerabilidad, la posibilidad de que ocurran desastres siempre estará latente.

Como resultado del análisis de las condiciones de vulnerabilidad en combinación con la presencia de amenazas, se encontró que el **nivel de riesgo** de 32 comunidades es alto. Estos serán, entonces, los sitios donde debe fijarse mayor atención, a fin de planificar una intervención directa sobre los factores que inciden en la situación de riesgo (vulnerabilidad y amenazas), y lograr una adecuada prevención y mitigación del impacto negativo de fenómenos que causan desastres.

Un grupo de 16 comunidades con menor grado de riesgo se ubican en regiones con mejor acceso a los

servicios básicos (electricidad, agua potable, red drenajes), mejores niveles educativos, mayor cercanía a vías de comunicación asfaltadas y sin amenazas evidentes. Además, el uso de la tierra en estas comunidades es mejor por el tipo de actividades productivas que desarrollan (áreas adecuadas para agricultura) y una adecuada cobertura vegetal. La población de este grupo representa aproximadamente el 21% de la población total de la subcuenca.

El nivel de riesgo aumenta o disminuye con las actividades antrópicas en la zona. La influencia puede ser positiva cuando se desarrollan actividades en pro del mejoramiento de las condiciones de vida de los pobladores (un mayor bienestar disminuye

la vulnerabilidad) y de manejo de los recursos naturales de la cuenca.

Aproximadamente, el 53% de la cuenca hidrográfica cuenta con cobertura forestal; pese a ello, la pérdida progresiva del recurso traerá como consecuencia un incremento en los niveles de riesgo. Sin embargo, la vulnerabilidad humana (física, social, institucional, económica) guarda una especial relación con la falta de manejo y con el aprovechamiento inadecuado de los recursos forestales por parte de las comunidades, debido a las limitaciones técnicas de los agricultores.

El recurso agua constituye otro de los elementos que incrementan el nivel de riesgo, al convertirse en un agente que favorece la manifesta-

ción de amenazas como los deslizamientos. Asimismo, la calidad del agua para consumo humano contribuye a incrementar los niveles de vulnerabilidad social de los pobladores de la cuenca (en el aspecto salud), ante la posibilidad de contaminación por la falta de infraestructura de distribución y tratamiento de aguas, así como la posible contaminación por productos químicos provenientes de actividades agrícolas y beneficiado de café.

La organización social y participación comunitaria también modifican el nivel de riesgo, pues de ellas dependen las acciones que se emprendan a fin de prevenir los posibles efectos de los desastres. La falta de organización y de participación en la cuenca incrementan los niveles de riesgo. La mayoría de las poblaciones no están concientes del peligro en que viven, y si lo están, no cuentan con las herramientas y mecanismos adecuados para combatirlo y/o aprender a convivir con esas adversidades.

Conclusiones y recomendaciones

La vulnerabilidad es una situación directamente relacionada con factores inherentes a la pobreza; por ello, una estrategia de reducción de la vulnerabilidad local debe fundamentarse en promover el desarrollo sostenible, basado en la gestión integral del riesgo, el fortalecimiento de la capacidad productiva y la búsqueda del bienestar social.

Las evaluaciones de vulnerabilidad y riesgo deben fundamentarse en un análisis integrado que considere las condiciones sociales y ambientales, pues ambas son interdependientes, y las acciones sobre una repercuten en los resultados de la otra.

El nivel de riesgo en la cuenca hidrográfica es afectado por la actividad humana, especialmente en cuanto al uso de los recursos naturales: si existe un uso apropiado los ecosistemas se mantienen estables,

pero si el manejo es inadecuado, los ecosistemas se desequilibran y aumenta el riesgo.

El riesgo, como un componente dinámico de los ecosistemas, tiende a aumentar fácilmente cuando los factores que lo componen son modificados. Esta modificación generalmente no está dada por condiciones ambientales naturales, sino por el actuar de los seres humanos. Este estudio demostró que el nivel de riesgo se *intensifica e incrementa* en las áreas con un uso inapropiado del recurso suelo (actividades agrícolas intensivas), en zonas con pendientes fuertes, material geológico susceptible y condiciones climáticas favorables para la presencia de deslizamientos. El manejo adecuado de los recursos naturales es un elemento clave para reducir la vulnerabilidad que, junto con el desarrollo social progresivo, el fortalecimiento institucional local y la participación comunitaria, permitirá una adecuada gestión del riesgo. De hecho, la gestión del riesgo debe contemplarse e integrarse en cada etapa (planificación, ejecución, monitoreo y evaluación) de los programas, proyectos o actividades de desarrollo.

El modelo de análisis basado en las *comunidades* permite focalizar esfuerzos y acciones en los pobladores, quienes son los actores directos que inciden en las restantes zonas de la subcuenca.

Con base en los resultados obtenidos, se plantean algunas líneas de acción útiles para diseñar un programa que permita reducir y mitigar la vulnerabilidad y el riesgo de los desastres, mediante una **estrategia de prevención más que de respuesta**. Esta

estrategia permite poner el énfasis en los principales problemas, para promover un desarrollo integral de las comunidades de la cuenca y lograr un bienestar adecuado, a través de:

1. Promover la educación formal e informal en los habitantes de las comunidades, considerando aspectos de carácter básico (lectura y escritura) y especializado (información técnica).
2. Mejorar la accesibilidad a las comunidades, a través de la gestión de financiamiento y coordinación con dueños de fincas.
3. Propiciar mejoras en las condiciones de vivienda de la población; básicamente en cuanto al tipo de construcción y ubicación de las casas en relación con las amenazas de deslizamientos.
4. Fomentar la organización y participación de la comunidad en todos los niveles de toma de decisiones.
5. Fomentar el ordenamiento de los sistemas de producción, a fin de optimizar la productividad y mejorar los ingresos económicos, minimizar los riesgos y evitar la manifestación de amenazas, a través de un programa de ordenamiento local (a escala de finca y comunidad) del uso de la tierra que considere las condiciones y necesidades socioeconómicas y el potencial productivo de la tierra.
6. Promover el manejo forestal y la recuperación de áreas deforestadas en las zonas de uso permitido de la Biosfera de La Sierra de Las Minas y hacer uso de incentivos forestales.
7. Generar una base de información hidrometeorológica de la subcuenca. 

Literatura citada

BID (Banco Interamericano de Desarrollo). 1999. Reducción de la vulnerabilidad ante amenaza naturales. Lecciones aprendidas del huracán Mitch. Documento estratégico sobre gestión ambiental. Consultado en setiembre 2001. http://www.reconstruir.org.sv/prevención-desastres/BID/Reducción_vulnerabilidad.htm

Evaluación de enfoques para la definición de especies arbóreas indicadoras para el monitoreo de la biodiversidad en un paisaje fragmentado del Corredor Biológico Mesoamericano

Beatriz Gallego Castillo
WWF. gallego@wwf.org.co
Bryan Finegan
CATIE. bfinegan@catie.ac.cr

La baja densidad poblacional de muchas de las especies arbóreas en bosques húmedos tropicales las hace susceptibles al declive poblacional en paisajes intervenidos. Árbol de caoba en bosque de la RAAN, Nicaragua.



Foto: Bryan Finegan.

Resumen

El presente trabajo pretendió probar la metodología de especies focales de Lambeck aplicado a especies arbóreas en un paisaje fragmentado del Corredor Biológico Mesoamericano. Se adaptaron los criterios de Lambeck para hacer una preselección de 15 especies potencialmente susceptibles al declive de sus poblaciones, o la extinción local, debido a los impactos humanos. El tamaño y la estructura de las poblaciones de cada especie preseleccionada (individuos ≥ 5 cm dap) fueron determinados en bosques húmedos fragmentados e intervenidos en cinco sitios a través de censos en 10 ha en cada sitio. Una selección final de ocho especies focales para el monitoreo -cuatro esciófitas y cuatro heliófitas durables- se hizo con base en la abundancia en el campo y la distribución geográfica de cada especie, aplicando las categorías de "rareza" de Rabinowitz.

Las propuestas de monitoreo de especies indicadoras han sido muy criticadas en años recientes debido a que la función indicadora es, en gran medida, hipotética. Nuestra propuesta comparte esta característica; por eso, debido al costo del monitoreo de especies -significativo dentro del contexto usual de disponibilidad de recursos para la conservación-, se recomienda analizar cuidadosamente la necesidad de monitorear, en relación con otras acciones de conservación que pueden ser más efectivas y urgentes. Un caso donde el monitoreo sí podría justificarse es el de las especies maderables identificadas como sensibles y que estén siendo aprovechadas; los costos deben asumírselos los que se benefician del aprovechamiento. El seguimiento al presente trabajo permitirá comprobar la hipótesis de si las especies focales son indicadoras representativas de un grupo grande de otras especies.

Palabras claves: Biodiversidad; árboles indicadores; bosques fragmentados; vigilancia; Corredor Biológico Mesoamericano; Costa Rica.

Summary

An evaluation of approaches to the definition of indicator tree species for biodiversity monitoring in a fragmented landscape of the Mesoamerican Biological Corridor.

The present study aims to test the application of Lambeck's focal species approach to tree types in a fragmented landscape of the Mesoamerican Biological Corridor. Lambeck's criteria were adapted to preselect 15 species that potentially faced either reduction in population or local extinction due to the impact of human interventions. Population size and structure of each preselected species (individuals ≥ 5 cm dbh) were determined in fragmented moist forests at five sites where there has been some type of human intervention. Surveys covered 10 hectares at each site. Eight focal species-four sciophytes and four heliophytes-were finally selected for monitoring, based on their abundance in the field and on their geographical distribution. Rabinowitz's categories of "rarity" were applied.

In recent years, monitoring proposals using indicator species have been strongly criticized because the indicator function is largely hypothetical. Our proposal shares this characteristic. The cost monitoring species is significant, considering the normal context of reduced resource availability for conservation purposes. Therefore we strongly recommend that the need for monitoring be carefully analyzed in relation to other conservation action that could be more effective and decisive.

Monitoring could be justified in the case of currently used timber-yielding species that are identified as vulnerable. Costs should be accordingly assumed by those benefiting from their use. A follow-up of the current study will help verify the hypothesis of whether focal species are representative indicators of a large group of other species.

Keywords: Biodiversity; indicator trees; fragment forest; vigilance; Mesoamerican Biological Corridor; Costa Rica.

En Centroamérica, la expansión de la frontera agrícola, la apertura de carreteras y la extracción maderera están provocando la fragmentación acelerada de extensas áreas antes cubiertas por bosques naturales (Sánchez-Azofeifa 2001). La región del Atlántico Norte de Costa Rica es considerada uno de los relictos de bosque húmedo tropical más importantes del país en términos de cobertura vegetal; por ello, representa un eslabón de importancia primordial para el Corredor Biológico Mesoamericano (Chassot y Monge 2002). No obstante, esta región se encuentra fragmentada en parches de bosque sometidos al aprovechamiento de madera, intercalados con extensiones considerables de potreros con árboles remanente del bosque original (Chassot y Monge 2002, Gallego 2002). Una enorme cantidad de especies nativas de la zona dependen del bosque natural para su supervivencia, por lo que los continuos cambios en la estructura y composición del paisaje ponen en riesgo la viabilidad de las poblaciones de muchas especies arbóreas con alto valor ecológico, social y comercial que aún se encuentran presentes en los remanentes de bosque. Surge, entonces, la necesidad de desarrollar herramientas relevantes y prácticas para la conservación de las poblaciones de esas especies.

Muchas actividades ligadas a la evaluación y manejo de la biodiversidad no requieren información detallada sobre comunidades y especies en el campo -un punto básico, por ejemplo, es la evaluación de diferentes características de hábitat mediante imágenes de sensores remotos, o la planificación para conservar muestras representativas de hábitat y mantener la conectividad. No obstante, con la tecnología existente, los sensores remotos no nos informan sobre la calidad del hábitat, sobre las tendencias en las poblaciones de especies, ni sobre los



Foto: Bryan Finegan.

El aprovechamiento forestal es uno de los impactos humanos que puede reducir poblaciones de especies arbóreas en paisajes fragmentados

efectos de nuestras acciones de manejo en estos mismos niveles. Para la conservación de poblaciones de especies, tanto de flora como de fauna, entonces, es lógico proponer el monitoreo de poblaciones en el campo con el fin de determinar los cambios de los valores de los indicadores -en este caso, en el tamaño y la estructura de la población (el tamaño se refiere al número de individuos y la estructura, a su distribución por categoría de tamaño o de edad), la dirección de esos cambios y su importancia desde el punto de vista de manejo de la población (Carrillo *et al.* 2000, Finegan *et al.* 2004).

Los cambios en las condiciones bióticas y abióticas de los ecosistemas producto de la fragmentación del paisaje generan diferentes respuestas en los organismos. Esto lleva a la necesidad de profundizar en el conocimiento de los atributos espaciales, funcionales y de composición que deben poseer los hábitats para mantener poblaciones viables de organismos, y conocer los requere-

rimientos de dichas especies en un determinado paisaje (Lambeck 1997). Sin embargo, el estudio, monitoreo y manejo de cada especie individual son poco viables, en términos económicos, y además poco útiles, dada la urgencia de reducir las amenazas que soportan los organismos en los paisajes fragmentados. Encontrar los medios eficientes y efectivos para conocer y garantizar los requerimientos de hábitat de la mayoría de especies, sin tener que estudiarlas individualmente, es el planteamiento de dos enfoques distintos de evaluación (monitoreo) y manejo para la conservación: el enfoque de diversidad de hábitats a diferentes escalas (Lindenmayer y Franklin 2002) y el enfoque de especies indicadoras que supuestamente “cobijan” los requerimientos de otras por su importancia ecosistémica, las cuales han sido denominadas “especies sombrilla” (Lambeck 1997). Este segundo enfoque es el que se considera en el presente trabajo.

La noción de *especie focal* -evaluada en este estudio- es una ampliación del concepto de *especie sombrilla*, y es una propuesta refinada para definir de manera integral los requerimientos básicos de hábitat para las especies sensibles presentes en un paisaje (Lambeck 1997). El concepto se basa en los requerimientos de un grupo de especies definidas como focales -no sola sombrilla-, grupo que como un todo, incluye las necesidades de una gama amplia de especies que, a su vez, ayudan a determinar los atributos espaciales, de composición y de manejo que debe tener un paisaje para mantener poblaciones relativamente estables a largo plazo (Lambeck 1997). El supuesto más importante del concepto es que las especies seleccionadas como focales deben ser las más vulnerables a la reducción a causa de la actividad humana, y que si estas especies vulnerables pueden ser conservadas con un acertado manejo del hábitat, las especies menos vulnerables también serán conservadas. Enfoques como el de Lambeck han sido muy criticados en años recientes, debido a que no es tan claro que este supuesto básico se cumpla en situaciones reales (ver por ejemplo, Lindenmayer y Franklin 2002). Por lo tanto, los autores del presente artículo presentan el concepto de especie focal como herramienta potencialmente valiosa que requiere con urgencia de prueba y validación. Esta urgencia es más evidente aún en el caso de las especies arbóreas de los bosques tropicales, que representan un componente clave de la biodiversidad en esos bosques, pero que reciben relativamente poca atención dentro del campo de la biología de la conservación, la cual ha tenido un desarrollo más zococéntrico.

Con base en los requerimientos esenciales de los organismos de interés y los impactos que pueden tener en la actividad humana, se han propuesto cuatro categorías focales (Lambeck 1997): especies limitadas

(sensibles o vulnerables) que requieren *grandes áreas de hábitat*; especies limitadas cuya *capacidad de dispersión* en paisajes fragmentados es restringida; especies limitadas que requieren de *tipos o cantidades de recursos relativamente difíciles de encontrar* y especies limitadas por su *dependencia de, o vulnerabilidad ante, determinados procesos ecológicos*. A continuación se presentan explicaciones de estas categorías, adaptadas por los autores al caso de las especies arbóreas tropicales, tomando en cuenta los criterios sobre especies arbóreas sensibles de Martini *et al.* (1994) y otros que revisan Finegan *et al.* (2004):

- **Especies limitadas por área:** se asume que las especies con baja densidad de individuos por área -una proporción grande de las especies arbóreas de los bosques tropicales- requieren áreas grandes para mantener sus poblaciones. Este punto se relaciona con el tamaño de la población y distribución geográfica que, a su vez, incluye la dinámica de dispersión de semillas por mamíferos y aves a través del paisaje (Martini *et al.* 1994).
- **Especies limitadas por recursos:** en este caso, se pueden tomar en cuenta los requerimientos de luz de la especie para una regeneración exitosa y la posibilidad de que una especie requiera de condiciones particulares de sustrato. Mientras mayor sea el grado de especialización de una especie en cuanto a sus requerimientos, mayor es su vulnerabilidad potencial (Hubbell y Foster 1986).
- **Especies limitadas por procesos:** En esta categoría se consideran dos aspectos principales. El primero es la intensidad de aprovechamiento forestal a que está sujeta una especie, donde el aprovechamiento es el proceso de interés. La cosecha de árboles adultos reproductivos dentro del contexto del manejo forestal es una de las

maneras más obvias en que la actividad humana puede, potencialmente, afectar la viabilidad de poblaciones de especies arbóreas (Finegan *et al.* 2004). El segundo aspecto son los sistemas de dispersión de polen y semillas; en esta categoría se incorpora la categoría original de especies limitadas por dispersión propuesta por Lambeck. El sistema de dispersión de semillas puede contribuir a la vulnerabilidad de una especie si depende, por ejemplo, de vertebrados que son reducidos o extinguidos localmente por la cacería y la disminución del hábitat.

El objetivo general de este trabajo fue probar la aplicación de las ideas de Lambeck a las especies arbóreas tropicales, a través de un estudio de caso. Se pretendió realizar una caracterización preliminar de la vulnerabilidad de algunas especies arbóreas de la zona Norte de Costa Rica. Se hizo énfasis en la generación de información confiable sobre los tamaños y las estructuras de las poblaciones de las mismas especies en bosques fragmentados y bajo manejo para la producción de madera, información que muy a menudo falta en este tipo de ejercicios. Se seleccionó un grupo de especies focales y se analizó la conveniencia de utilizarlas como indicadores de la biodiversidad de especies arbóreas en general.

Metodología

Selección de las especies estudiadas

La lista de especies arbóreas inicialmente propuestas como focales para este ejercicio (Cuadro 1) se elaboró con base en varios criterios. Se tomaron en cuenta la lista nacional para Costa Rica de especies maderables en peligro de extinción (Jiménez 1999) y la lista del Corredor Biológico San Juan-La Selva (Chassot y Monge 2002). Ambas listas han sido elaboradas principalmente con base en el conocimiento de expertos reconocidos sobre la abundancia y re-

Cuadro 1.

Características principales de las especies arbóreas inicialmente propuestas como focales para el presente estudio

Especie	Familia	Gremio	Tasa de crecimiento*	Valor comercial	Categoría de peligro según Jiménez (1999) y Chassot y Monge (2002)
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	APOCYNACEAE	Heliófito durable	Muy lenta	Medio	Escasa (Chassot y Monge)
<i>Tetragastris panamensis</i>	BURSERACEAE	Esciófito	Lenta	Mediano	—
<i>Licania affinis</i>	CHRYSOBALANACEAE	Esciófito	No determinada	Ninguno	—
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	EUPHORBIACEAE	Heliófito durable	Lenta	Alto	—
<i>Sclerobium costaricense</i>	FABACEAE /CAESAP	Heliófito durable	No determinada	Alto	En peligro; vedada en Costa Rica (ambas fuentes)
<i>Dipteryx panamensis</i>	FABACEAE /PAPIL	Heliófito durable	Moderada	Mediano	Amenazada (Chassot y Monge)
<i>Humiriastrum diguense</i>	HUMIRIACEAE	Heliófito durable	Lenta	Alto	Amenazada (ambas fuentes)
<i>Sacoglottis trichogyna</i>	HUMIRIACEAE	Esciófito	No determinada	Mediano	—
<i>Eschweilera costaricensis</i>	LECYTHIDACEAE	Esciófito	No determinada	Ninguno	—
<i>Lecythis ampla</i>	LECYTHIDACEAE	Esciófito	Lenta-moderada	Alto	Amenazada (ambas fuentes)
<i>Carapa guianensis</i>	MELIACEAE	Esciófito	Lenta-moderada	Alto	Disminuida (Chassot y Monge)
<i>Elaeoluma glabrescens</i>	SAPOTACEAE	Esciófito	No determinada	Alto	Amenazada (Chassot y Monge)
<i>Pouteria durlandii</i>	SAPOTACEAE	Esciófito	No determinada	Ninguno	—
<i>Pouteria filipes</i>	SAPOTACEAE	Esciófito	No determinada	Ninguno	—
<i>Vitex cooperi</i>	VERBENACEAE	Heliófito durable	Muy lenta	Alto	—

*Los datos de tasas de crecimiento son de Finegan *et al.* (1999), excepto para *Dipteryx panamensis*. El incremento medio anual de *D. panamensis* en el rango 5 mm - 8 mm fue determinado por Clark y Clark (1987) y clasificado como tasa moderada de crecimiento según los criterios de Finegan *et al.* (1999). Las semillas de todas las especies son diseminadas por vertebrados, excepto *Aspidosperma spruceanum*, cuyas semillas son diseminadas por el viento. Las especies testigo del estudio (ver explicación en el texto) aparecen en el Cuadro 2.

generación natural de las especies; sin embargo, tales listas no son necesariamente las fuentes más apropiadas para guiar operaciones concretas de aprovechamiento de recursos. Possingham *et al.* (2002), por ejemplo, señalan que es perfectamente posible que una actividad humana tenga un impacto adverso a nivel local en una especie que no está entre las pocas en las listas actuales y que en el caso del manejo de una comunidad es mejor, dentro del contexto actual de información inadecuada, considerar los posibles impactos humanos en una muestra más amplia de las especies de esa comunidad. Por esta razón, seleccionamos otras especies exclusivamente con base en criterios ecológicos como los de Lambeck -ya expuestos- y otros presentados por Martini *et al.* (1994) y Finegan *et al.* (2003). De esta manera, se incluyeron factores que potencialmente contribuyen a que una especie sea susceptible al declive de su población a nivel local y de paisaje,

debido a factores como el aprovechamiento de madera, los efectos de borde (Forero y Finegan 2002) y la reducción de animales mutualistas debido a la cacería y la destrucción de hábitat. Entre estos factores figuran el crecimiento lento, una estructura poblacional (distribución diamétrica) con relativamente pocos individuos inmaduros (de manera que en especies comerciales, por ejemplo, los árboles cosechados representan una proporción comparativamente grande de la población) y la diseminación de semillas por vertebrados como el tepezcuintle (*Agouti paca*). En relación con la estructura poblacional, el grupo de especies propuestas como focales incluyó esciófitas, o generalistas, y heliófitas durables. Su importancia en la alimentación de la especie bandera para la conservación en la zona: la lapa verde (*Ara ambigua*; ver Chassot y Monge 2002) fue una consideración en la selección de dos especies para este estudio: *Dipteryx pa-*

namensis y *Sacoglottis trichogyna*. Un criterio práctico de selección fue la capacidad del personal de campo de realizar identificaciones confiables de las especies. Finalmente, la naturaleza preliminar de la propuesta de especies focales nos llevó a establecer un grupo adicional de especies testigo pioneras (heliófitas durables) cuya abundancia se sabe que aumenta en bosques disturbados.

Evaluación de la abundancia y distribución de las especies arbóreas focales

Sitios de estudio y muestreo

El muestreo en el campo para evaluar la abundancia y las estructuras poblacionales de las especies arbóreas focales y las testigo se realizó en la Provincia de Heredia, Cantón de Sarapiquí (Costa Rica). La zona de vida, según el sistema de Holdridge (1978), corresponde al bosque muy húmedo tropical, con temperatura promedio de 24°C y precipitación anual que fluctúa entre 3500 y

4000 mm (ITCR 2000). En general, la topografía de la región se caracteriza por presentar colinas de poca altitud y terrenos planos de origen aluvial sobre las riberas de los ríos Sarapiquí y Sucio.

En cuatro bosques bajo manejo sostenible para producción de madera (Paniagua, Rojomaca, Ladrillera 1 y Ladrillera 3) y uno bajo protección (Selva Verde), se establecieron 25 parcelas permanentes (PPM) de 2 ha cada una (5 parcelas/sitio). De ese total, 20 parcelas se ubicaron aleatoriamente y las 5 restantes de manera dirigida debido a la forma que presentó la finca del fragmento Ladrillera 1 para alcanzar al menos, 10 hectáreas de muestreo. Se procuró excluir los patios de recolección de madera, sitios de vegetación secundaria y las áreas de humedal con vegetación característica de sitios pantanosos de las áreas muestreadas. Para más detalle de los criterios de selección de los sitios, ubicación e instalación de las parcelas ver Gallego (2002).

Los suelos del sitio Ladrillera 3 son Inceptisoles; en los demás sitios, principalmente Ultisoles. Todos los sitios estuvieron rodeados, en diferente grado, por una matriz de potreros con árboles remanentes, vegetación secundaria y cultivos comerciales. Para más detalle de las condiciones de los cinco sitios ver Forero y Finegan (2002).

Mediciones de campo y análisis estadístico

Todos los árboles ≥ 5 cm de diámetro a la altura del pecho de las especies focales y testigos fueron ubicados en rastreos sistemáticos en franjas dentro de las parcelas de 2 ha. A cada individuo encontrado se le midió el dap con una cinta diamétrica de 1 mm de precisión, se le marcó con una etiqueta de aluminio y se le asignó un código individual.

Para detectar patrones de distribución de las especies entre bosques se obtuvo, para cada especie por si-

to, la media y la desviación estándar del número de individuos/ha dentro de las clases diamétricas 5,0 - 9,9 cm y ≥ 10 cm. Se aplicaron análisis estadísticos de la varianza (ANDEVA con pruebas posteriores de Tukey, todos los análisis con $\alpha = 0,05$) para determinar si la abundancia variaba significativamente entre sitios. La estructura de las poblaciones muestreadas se caracterizó mediante la distribución del número de árboles por clase diamétrica.

Mesoamérica es una unidad biogeográfica ampliamente reconocida, viable para enfoques regionales de manejo de recursos.

Caracterización y análisis del estatus de cada especie propuesta como focal

Para llegar a una caracterización más completa e integral del estatus de las especies propuestas como focales, se agregó a la agrupación inicial de las especies arbóreas -según nuestra adaptación de los criterios de Lambeck (1997)- una subdivisión adicional con base en los diferentes tipos de "rareza" definidos por Rabinowitz (1981, citado por Gaston 1994). La subdivisión de las especies con base en el esquema de Rabinowitz contempló dos niveles de cada uno de tres factores. Uno de los problemas que la aplicación de esquemas como este presenta, es la falta de criterios concretos para establecer categorías y la necesidad de tomar decisiones subjetivas. El primer factor establecido por Rabinowitz es la amplitud de la distribución geográfica de cada especie: amplia o estrecha. Nosotros definimos esta se-

gunda categoría como una distribución restringida a Mesoamérica, caracterizada con base en la información secundaria citada en el acápite anterior. Mesoamérica, con 768 990 km², es mucho más amplia que el área de 50 000 - 75 000 km² comúnmente utilizada para definir una distribución estrecha para especies de plantas tropicales. Este criterio es el que permite definir a las especies endémicas (Gentry 1992, citado por Pitman *et al.* 1999). Sin embargo, Mesoamérica es una unidad biogeográfica ampliamente reconocida, viable para enfoques regionales de manejo de recursos. Además, si asumimos que estas especies se limitan a bosques húmedos de tierras bajas, ser limitadas a Mesoamérica significa que aparecen en pocas eco-regiones, con una extensión total muy inferior a la de la región entera. La información sobre distribución geográfica fue recopilada de bases de datos en red (por ejemplo, la del *Missouri Botanical Garden*: <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>).

El segundo factor de Rabinowitz son los requerimientos de hábitat de la especie: *generalista o especialista*. Aunque muchas especies arbóreas tropicales muestran una preferencia aparente por uno u otro tipo de suelo dentro de un paisaje determinado, nosotros asumimos que en cuanto a condiciones de suelo, todas las especies del estudio son generalistas, ya que presentan tolerancias amplias (ver también Pitman *et al.* 1999). Con más información, tal vez se llegue a determinar que alguna de estas especies sea especialista en cuanto a condiciones de sustrato; cabe señalar, sin embargo, que la experiencia hasta la fecha demuestra que mientras más información se acumule, menor es el número de especies que llegan a considerarse especialistas en este sentido (Pitman *et al.* 1999). Se requiere cuidado en la asignación de especies; *Carapa guianensis*, por ejemplo, es citada a me-

nudo como especie de bosque de pantano, lo que sugiere que es especialista. En realidad, *Carapa* es común también sobre suelos bien drenados, como el presente estudio lo muestra.

El último factor de Rabinowitz es la abundancia local; en nuestro estudio se trabajó con dos categorías: *común o poco común*. Aquí nuevamente se establecen límites subjetivos para definir las categorías: al menos un árbol/ha y menos de un árbol/ha, con un dap de ≥ 10 cm (Pitman *et al.* 1999). La combinación de dos niveles de cada uno de estos factores define la existencia de ocho categorías de abundancia, de las cuales siete representan una forma de “rareza”, como se verá más adelante (Ver aplicación del esquema de Rabinowitz, pag. 57).

Resultados y discusión

Distribución espacial, abundancia y estructura poblacional de las especies arbóreas

El Cuadro 2 presenta la abundancia por hectárea de las especies muestreadas en cada uno de los sitios. La variación amplia de abundancia de especies entre sitios es evidente, al igual que la desviación estándar; ambas enfatizan la variabilidad de la abundancia entre parcelas dentro de sitios, con coeficientes de variación (no presentados) que se acercan a veces al 100%. En algunos casos, las diferencias entre sitios son estadísticamente significativas (Cuadro 2). Esta variación en la abundancia de las especies a menudo obedece a la reacción de la especie a las condiciones de suelo; Forero (2001) analiza este punto con mayor profundidad. Especies como *Carapa guianensis* (propuesta como focal) y *Goethalsia meiantha* (testigo), por ejemplo, fueron notablemente más abundantes sobre los Inceptisoles del sitio Ladrillera 3 y en las partes bajas húmedas de algunos de los demás sitios. Como ejemplo de un comportamiento aparentemente opuesto, las



Foto: Bryan Finegan.

Precisa complementar estudios como el presente con investigaciones sobre la ecología reproductiva de las especies arbóreas de interés. Regeneración del ciprecillo (*Podocarpus guatemalensis*) en bosque aprovechado, Zona Norte, Costa Rica

sapotáceas (*Pouteria* spp., *Elaeoluma glabrescens*) y las chrysobalanáceas (*Licania affinis*) más la lecythidácea *Eschweilera costaricensis*, todas propuestas como focales, fueron poco abundantes o ausentes en Ladrillera 3, el sitio sobre Inceptisoles (Cuadro 2). Algunas otras diferencias entre sitios probablemente tuvieron que ver con las perturbaciones por aprovechamiento de madera. Cuando se realizó este estudio, los sitios Ladrillera 1 y Ladrillera 3 estaban recién aprovechados, de manera que la perturbación había tenido probablemente poca influencia en las poblaciones de árboles ≥ 5 cm dap. Es llamativa, entonces, la tendencia de varias especies testigo a presentar abundancias mayores en los sitios Paniagua y Rojomaca, aprovechados tiempo atrás, con diferencias que algunas veces fueron estadísticamente significativas (*Casearia arborea*, *Laetia procera* y *Xylopia sericophylla*) (Cuadro 2).

Siete de las especies arbóreas propuestas a priori como focales

presentaron abundancias promedios inferiores a un árbol/ha, ≥ 5 cm dap, para el conjunto de cinco sitios estudiados: *L. ampla* (0,9 árboles/ha), *H. diguense* (0,3 árboles/ha), *H. alchorneoides* (0,4 árboles/ha), *A. spruceanum* (0,7 árboles/ha), *L. affinis* (0,9 árboles/ha), *S. costaricensis* (0,1 árboles/ha) y *V. cooperi* (0,4 árboles/ha). De estas especies, algunas superan el tope de 1 árbol/ha en clases diamétricas mayores de 10 cm dap en ciertos sitios; por ejemplo, *H. alchorneoides* en Ladrillera 3 y *L. affinis* en Rojomaca. No obstante, recomendamos que estas especies sean consideradas de baja abundancia en la zona de estudio, con todo lo que eso implica en cuanto a las especies comerciales que se encuentran en este grupo.

Las estructuras poblacionales (distribución del número de árboles por clases diamétricas para el conjunto de datos de los cinco sitios) son un componente importante de la evaluación de las especies. De acuerdo con Clark y Clark (1987), es posible que el muestreo de pobla-

Cuadro 2.

Abundancia promedio por sitio (individuos/ha \pm desviación estándar) de especies forestales presentes en parcelas de 2,0 ha en bosques remanentes en un paisaje fragmentado de Mesoamérica
 Datos que tienen la misma letra no difieren significativamente (prueba de Tukey, $\alpha=0.05$)

Especies Focales	Sitios					Pr > F
	Paniagua	Rojomaca	Selva Verde	Ladrillera1	Ladrillera3	
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	0,4 \pm 0,49 ab	1,6 \pm 0,49 ab	1,2 \pm 1,2 ab	3,4 \pm 2,7 a	0,0 \pm 0,0	0,0316
<i>Carapa guianensis</i>	16,4 \pm 15,6 a	2,6 \pm 2,2 b	6,2 \pm 3,4 ab	12,2 \pm 2,9 ab	14,2 \pm 2,9 a	0,0125
<i>Dipteryx panamensis</i>	4,4 \pm 2,2 a	5,4 \pm 3,6 a	3,6 \pm 2,5 ab	2,6 \pm 1,0 a b	0,2 \pm 0,4 b	0,0200
<i>Elaeoluma glabrescens</i>	4,2 \pm 3,4	7,8 \pm 3,9	0,0 \pm 0,0	6,6 \pm 4,7	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Eschweilera costaricensis</i>	14,4 \pm 7,9 a	26 \pm 11,0 a	0,2 \pm 0,4 b	3,2 \pm 2,6 b	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Humirianstrum diguense</i>	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	2,6 \pm 2,8	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,4	0,0865
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	0,6 \pm 0,8	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 0,8	0,6 \pm 0,5	2,4 \pm 2,5	0,152
<i>Lecythis ampla</i>	1,4 \pm 1,0	2,4 \pm 1,9	1,8 \pm 1,2	2,0 \pm 1,1	0,8 \pm 0,8	0,560
<i>Licania affinis</i>	0,6 \pm 0,5 b	8,0 \pm 4,3 a	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Pouteria durlandii</i>	7,0 \pm 4,2	8,2 \pm 3,7	6,2 \pm 2,4	5,4 \pm 2,7	0,0 \pm 0,0	0,0013
<i>Pouteria filipes</i>	7,4 \pm 3,8 a	5,8 \pm 1,5 a	0,0 \pm 0,0	1,6 \pm 1,4 b	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Sacoglottis trichogyna</i>	2,2 \pm 1,5	2,0 \pm 0,6	1,2 \pm 1,2	2,8 \pm 2,0	2,2 \pm 1,6	0,8017
<i>Sclerolobium costaricense</i>	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 0,5	0,6 \pm 0,8	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,084
<i>Tetragastris panamensis</i>	17,6 \pm 10,5 a	13,6 \pm 3,9 b	15,6 \pm 9,2 b	15,6 \pm 8,8 b	0,0 \pm 0,0	0,0125
<i>Vitex cooperi</i>	0,2 \pm 0,4 b	2,8 \pm 2,0 a	0,0391			
Especies testigo						
<i>Casearia arborea</i>	53 \pm 52,3	48,4 \pm 22,8	20,4 \pm 6,3	11 \pm 4,6	17,8 \pm 17,6	0,0158
<i>Goethalsia meiantha</i>	1,0 \pm 2,0 b	0,0 \pm 0,0	10,4 \pm 12,8 b	1,2 \pm 1,9 b	40,6 \pm 18,0 a	0,0001
<i>Laetia procera</i>	21,8 \pm 19,3	11,6 \pm 7,8	10,8 \pm 3,8	7,8 \pm 2,5	9,0 \pm 6,4	0,1418
<i>Pourouma bicolor</i>	24,2 \pm 12,6 a	11,2 \pm 4,4 b	15,8 \pm 2,3 ab	9,2 \pm 2,1 b	19,2 \pm 4,8 ab	0,0078
<i>Rollinia pittieri</i>	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,4	0,2 \pm 0,4	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 1,2	0,7607
<i>Simarouba amara</i>	6,4 \pm 3,8	5,2 \pm 3,5	2,8 \pm 3,0	2,2 \pm 1,2	11,6 \pm 7,7	0,0781
<i>Vochysia ferruginea</i>	1,4 \pm 0,5 c	20,4 \pm 6,8 a	6,4 \pm 2,3 b	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0001
<i>Xylopia sericophylla</i>	7,6 \pm 12,7	5,4 \pm 4,5	1,6 \pm 1,5	1,0 \pm 0,6	0,2 \pm 0,4	0,1789

ciones con metodologías como la nuestra no rinda datos completamente exactos sobre la estructura poblacional, debido a que algunos árboles pueden no ser detectados, sobre todo en las clases diamétricas menores. Nosotros creemos, sin embargo, que es poco probable que este problema cambie significativamente las conclusiones del análisis. Las estructuras poblacionales encontradas respondieron a dos diferentes patrones generales. 1) Distribución de “J” invertida, típica de las poblaciones disetáneas de esciófitas o generalistas en bosques naturales primarios y de las heliófitas en ciertas etapas de regeneración coetánea en sitios perturbados (Finegan 1996). 2) Distribución de forma aplanada, característica de heliófitas durables en bosques naturales. Las

distribuciones aplanadas a veces se toman como indicaciones de que la regeneración de una especie se ve limitada y, en consecuencia, peligra la viabilidad de su población en un sitio. Sin embargo, queda claro que en muchas situaciones ambos tipos de distribución representan poblaciones viables (Clark y Clark 1987, Condit *et al.* 1998). Varios factores pueden influir en la forma de la distribución diamétrica, pero el análisis de Condit *et al.* (1998) sugiere fuertemente que, en el caso de los bosques primarios, las tasas de mortalidad tienden a ser uniformemente bajas, por lo que las tasas de crecimiento de plántulas, brinzales y latizales son el factor principal que incide en la forma de la distribución diamétrica. Así, el crecimiento de individuos pequeños tiende a ser lento

en esciófitas y aumenta conforme aumenta el tamaño, contribuyendo a la formación de la J invertida, mientras que en heliófitas es rápido en todas las clases de tamaño, contribuyendo a que la distribución sea aplanada.

La estructura poblacional en forma de J invertida se encontró -según lo esperado- en las especies generalistas *P. durlandii*, *E. glabrescens*, *C. guianensis*, *E. costaricensis* y *S. trichogyna*; todas propuestas *a priori* como focales. Sin embargo, algunas generalistas como *P. filipes*, *T. panamensis*, *L. affinis* y *L. ampla* no cumplieron con la expectativa y presentaron pocos individuos entre 5 y 9 cm dap. La Figura 1 muestra ejemplos de las estructuras poblacionales encontradas; los resultados completos pueden consultarse

en Gallego (2002). Se requiere de trabajo adicional para determinar por qué la proporción de los individuos de la población que se encuentra en la clase diamétrica menor es inferior a la esperada en estas especies.

Dentro del grupo de especies propuestas como focales se incluyen algunas heliófitas durables como *D. panamensis* (Figura 1), *H. diguense* (Figura 1d) y *S. costaricensis* que presentaron una estructura poblacional de forma aplanada, ajustándose así a lo esperado si estos bosques no fueran intervenidos (Figura 1, Gallego 2002). Estas heliófitas difieren de las especies testigo (ver más adelante) del mismo gremio precisamente porque no muestran un aumento generalizado de la regeneración natural en bosques aprovechados. *D. panamensis*, por ejemplo, presentó una baja abundancia de individuos en el rango diamétrico 5,0 - 9,9 cm, con respecto a las heliófitas durables testigo (Figura 1). Este comportamiento puede estar asociado con la mortalidad de individuos pequeños debido a la alta densidad y la sombra (Clark y Clark 1987). Un comportamiento como el anterior, asociado a la presión por el aprovechamiento forestal y la fragmentación de los bosques, puede hacer que esta especie se vuelva susceptible al declive de su población. *H. alchorneoides* y *A. spruceanum* son otras heliófitas durables propuestas como focales que alcanzaron muy pocos individuos en latizales altos y adultos reproductivos (tomando 40 cm dap como tamaño mínimo reproductivo) y en general fueron menos abundantes que las heliófitas durables testigo (Figura 1, Gallego 2002). Las especies testigo presentaron distribuciones que indican un aumento marcado de la regeneración en bosques intervenidos. En regeneración densa coetánea, como la que suele instalarse después de un aprovechamiento forestal, las es-

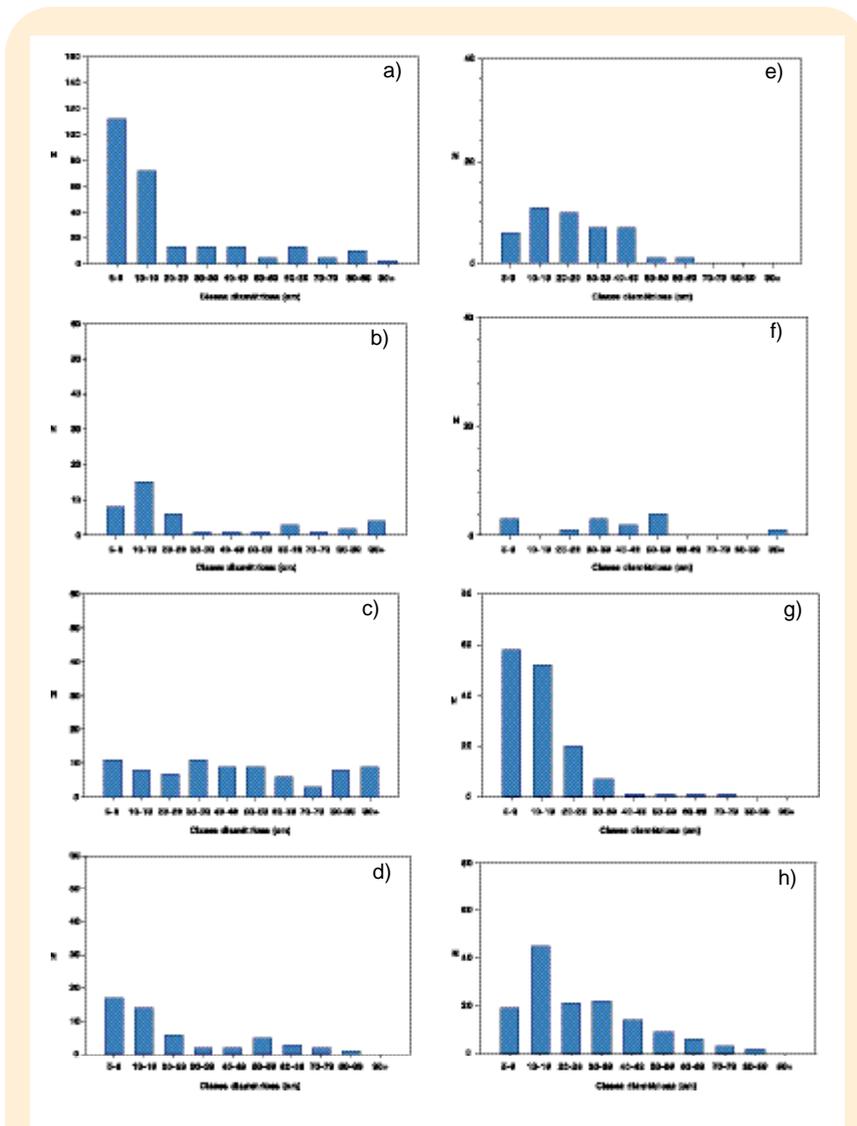


Figura 1. Distribución por clases diamétricas de las especies focales en 48,5 hectáreas en una zona de bosque de tierras bajas. (La escala varía en cada figura). a) *Carapa guianensis*, b) *Licania affinis*, c) *Lecythis ampla*, d) *Humiriastrum diguense*, e) *Dipteryx panamensis*, f) *Simarouba amara*, g) *Sacoglathis trichogyna*, h) *Vochysia ferruginea*. Los gremios corresponden: a, b, c, d, g) son generalistas y e, f, h) son heliófitas durables

estructuras poblacionales de estas especies pueden pasar de una J invertida inicial, a una forma de montículo en la regeneración de mayor edad debido al crecimiento rápido de algunos árboles y la mortalidad de los menos favorecidos (Finegan 1996). El hecho de que una especie como *V. ferruginea* presentara una distribución en forma de montículo, mientras que otra como *S. amara* tu-

viera el mayor número de árboles en la clase diamétrica menor, puede deberse a diferencias en la tasa de crecimiento o en el grado de tolerancia a la sombra (Finegan 1996).

Aplicación del esquema de Rabinowitz

El Cuadro 3 muestra las especies originalmente propuestas como focales asignadas a las ocho diferentes cate-

gorías de abundancia de Rabinowitz, de acuerdo con el Acápite Caracterización y análisis del estatus de cada especie propuesta como focal (pag. 54). En la evaluación de los resultados de este ejercicio es preciso tomar en cuenta lo subjetivo de la definición de límites entre categorías (Ver acápite citado anteriormente); asimismo, es necesario reconocer que el uso de otros límites puede producir resultados diferentes. Además, la categoría de abundancia a la que pertenece una especie determinada puede variar entre zonas. De las especies calificadas como poco comunes en nuestra zona de estudio, por ejemplo, algunas como *L. affinis* y *S. costaricensis* son más comunes en áreas adyacentes (Nelson Zamora, INBio, Costa Rica; Marlen Camacho, CATIE; Andrés Sanchún, FUNDECOR, Costa Rica, comunicaciones personales, y observaciones personales de los autores). Este tipo de variación en la abundancia de especies de árboles tropicales debido a la distribución geográfica es probablemente común (Pitman *et al.* 1999); por ello, sugerimos que la abundancia en los sitios o la zona bajo estudio debe ser el factor principal en la elección de un grupo de especies focales. Se debe plantear la meta de conservar especies en sus ámbitos geográficos actuales, sobre todo en el caso de especies endémicas como las dos mencionadas. La desventaja logística obvia asociada es que diferentes zonas podrían requerir, potencialmente, diferentes especies focales.

Nótese la presencia de seis de las especies en la primera categoría de abundancia, la única de las ocho que no se considera una forma de “rareza”. Estas especies fueron propuestas como focales principalmente con base en consideraciones como su crecimiento lento y dependencia de vertebrados cinegéticos para la diseminación de semillas (Acápite Evaluación de la abundancia y distribución de las especies arbóreas focales, pag. 53). No obstante, la cate-

goría de abundancia a la que pertenecen, junto con el hecho de que los individuos inmaduros constituyen una proporción alta de la población (Figura 1, Gallego 2002), indican que, actualmente, no deben priorizarse como especies susceptibles al declive o la extinción local en la zona de estudio. En el otro extremo del rango de sensibilidad potencial, *L. affinis*, *V. cooperi* y *S. costaricensis* fueron poco comunes y son endémicas en Mesoamérica. Adicionalmente, la proporción de individuos inmaduros es baja en las poblaciones de cada una de estas especies (Figura 1, Gallego 2002); dos de ellas –*V. cooperi* y *S. costaricensis*– son de alto valor comercial (Cuadro 1). El hecho de que *S. costaricensis* esté vedada probablemente no representa una restricción efectiva de su aprovechamiento en la práctica, por lo cual el impacto humano en sus poblaciones es probablemente significativo. Estas especies debieran de priorizarse como susceptibles al declive o la extinción local en la zona de estudio, y su carácter de especies endémicas puede tomarse como criterio adicional para aumentar su grado de prioridad.

Otras consideraciones sobre el grado de susceptibilidad lo muestran *S. trichogyna* y *E. costaricensis*, también propuestas como focales. Ambas especies fueron calificadas como comunes; sin embargo, *S. trichogyna* presentó una abundancia de apenas 1,1 individuos/ha, lo que demuestra las limitaciones de estas categorías arbitrarias de abundancia. Este hecho, junto con su distribución geográfica restringida a Mesoamérica, puede llevar al reconocimiento de la susceptibilidad de la especie. Tanto *S. trichogyna* como *E. costaricensis* presentaron el mayor número de individuos en la clase diamétrica menor, pero por otra parte, son dispersadas principalmente por mamíferos grandes, lo que significa una limitación potencial adicional sobre la viabilidad de sus poblaciones.

Especies propuestas como focales con baja abundancia pero con una distribución geográfica amplia (Mesoamérica y Suramérica) fueron *L. ampla*, *H. diguense*, *H. alchorneoides* y *A. spruceanum* (Cuadro 3). Estas especies son vulnerables en la zona de estudio pero, probablemente, no en todo su ámbito de distribución geográfica. En el caso de *L. ampla*, debido a la abundancia aparentemente baja de su regeneración, se requiere investigación sobre la ecología reproductiva para determinar impactos humanos a este nivel.

No hay reglas fijas para tomar decisiones sobre medidas de protección y manejo de poblaciones de especies; por ello, estudios como el nuestro pueden reducir pero no eliminar la subjetividad, sobre todo en lo que respecta a una buena base de información de campo. A pesar de la advertencia de Possingham *et al.* (2002, ver Acápite Selección de las especies estudiadas, pag. 52), la necesidad de priorizar nos lleva a seleccionar todas las especies preseleccionadas que mostraron una baja abundancia en el campo, más dos de distribución geográfica limitada que aunque fueron consideradas comunes, presentaron abundancias cercanas al límite de un árbol/ha que separa a las especies comunes de las especies poco comunes. Con base en los factores descritos, es posible proponer para la zona de estudio ocho especies focales: *Lecythis ampla*, *Humiriastrum diguense*, *Hyeronima alchorneoides*, *Aspidosperma spruceanum*, *Sacoglottis trichogyna*, *Eschweilera costaricensis*, *Licania affinis* y *Sclerolobium costaricensis* (Cuadro 3), cuatro heliófitas durables y cuatro esciófitas, todas menos dos sujetas al aprovechamiento para madera (Cuadro 1). Según el supuesto básico de la aproximación de Lambeck (1997), al mantener sus poblaciones viables en la zona de estudio se mantiene también el hábitat adecuado para muchas otras especies arbóreas. Por lo contrario, evi-

Cuadro 3.

Distribución de las especies propuestas como focales según categorías de abundancia adaptadas de Rabinowitz (1981) citado por Gaston (1994)

La combinación de los dos niveles de cada uno de los tres factores –distribución geográfica, requerimientos de hábitat y abundancia local- genera ocho categorías de abundancia, de las cuales todas, menos la de especies generalistas (distribución geográfica amplia y localmente comunes), se consideran una forma de “rareza”

Distribución geográfica				
Amplia Mesoamérica y Suramérica			Limitada endémica a Mesoamérica	
Requerimientos de hábitat			Requerimientos de hábitat	
Abundancia local	Generalistas	Especialistas	Generalistas	Especialistas
Común: >1 individuo/ha	<i>Carapa guianensis</i> <i>Dipteryx panamensis</i> <i>Pouteria durlandii</i> <i>Pouteria filipes</i> <i>Elaeoluma glabrescens</i> <i>Tetragastris panamensis</i>	—	<i>Eschweilera costaricensis</i> <i>Sacoglottis trichogyna</i>	—
Poco común: <1 individuo/ha	<i>Lecythis ampla</i> <i>Humiriastrum diguense</i> <i>Hyeronima alchorneoides</i> <i>Aspidosperma spruceanum</i>	—	<i>Licania affinis</i> <i>Sclerolobium costaricense</i> <i>Vitex cooperi</i>	—

dencias de un declive en alguna población sugieren la necesidad de tomar medidas correctivas para el manejo del hábitat. A esta lista de especies potenciales para el monitoreo se debiera agregar *Dipteryx panamensis* por su importancia ecológica y como especie bandera para la conservación, además de las características de su población en el campo.

Dos consideraciones básicas sobre la conservación de especies arbóreas en nuestra zona de estudio son claras y no requieren de información adicional de campo. La primera es que todas estas especies arbóreas dependen, para la viabilidad de sus poblaciones, de la permanencia del hábitat boscoso en el paisaje con grados relativamente bajos de perturbación; por ejemplo, los grados típicos para bosques bien manejados bajo criterios de sostenibilidad. Hasta la fecha, no hay evidencias claras de que los bosques remanentes de la zona se estén degradando internamente debido a efectos de borde, de área o de aislamiento (Rodríguez 2001, Forero y Finegan 2002, Gallego 2002), de manera que una propuesta mínima de manejo de paisaje para conservar las especies de-

pendientes del bosque en la zona debe buscar mantener la situación actual. Un adecuado manejo de la cacería es un prerrequisito para la conservación de especies arbóreas diseminadas por vertebrados. No obstante, algunos tipos de bosque son más extensos que otros en la zona y es posible que las necesidades de manejo y de restauración varíen entre tipos de bosque; por otra parte, los diferentes tipos pueden requerir de diferentes conjuntos de especies focales.

La segunda consideración básica es la intensidad del aprovechamiento maderero de las especies comerciales dentro de la propuesta final de focales. Varias de estas especies son de valor comercial alto o mediano y, en este momento en Costa Rica, la intensidad de aprovechamiento de sus poblaciones es limitada por dos elementos de la ley forestal: se permite cortar el 60% de los individuos potencialmente aprovechables; pero si la abundancia de la especie a un diámetro de >30 cm dap, en un área de aprovechamiento determinada es inferior a un árbol cada tres hectáreas, su corta es prohibida en esa área. Estas restricciones induda-

blemente proveen un grado de protección a las especies más susceptibles al declive de sus poblaciones.

Las ideas expuestas en este artículo ofrecen bases para avanzar más allá de restricciones sencillas y globales, como las vedas nacionales, y proponer un reglamento para el aprovechamiento de especies a nivel individual con base en criterios ecológicos y de biología de la conservación. Este planteamiento no tiene el objetivo de buscar restricciones aún más severas al aprovechamiento forestal, sino de buscar restricciones apropiadas y bien fundamentadas: la investigación adicional necesaria perfectamente puede mostrar que las restricciones severas no son, en realidad, necesarias. Por ejemplo, nuestros datos señalan que, al menos en la zona de estudio, se justifican restricciones en el aprovechamiento de algunas especies; pero además sugieren que otras especies, como *Carapa guianensis* y *Tetragastris panamensis*, pueden seguir siendo aprovechadas dentro del contexto del manejo forestal sostenible.

Este estudio es un primer caso donde la experiencia en desarrollo de ideas y metodologías ha sido tan

importante como los resultados. Se debe continuar desarrollando propuestas como la nuestra. Se puede considerar, por ejemplo, que el objetivo de conservar las especies *más* susceptibles al declive poblacional, y aplicar medidas correctivas si comienzan a declinar -este es uno de los supuestos básicos del planteamiento de Lambeck- es demasiado exigente. Pudiera ser que las especies más susceptibles se perdieran de un paisaje o de una región si se conserva el 99% restante. Esta pregunta es pertinente, aunque no aplica para la mayor parte del Corredor Biológico Mesoamericano, donde aún hay extensiones importantes de bosque y se goza el lujo de poder plantear objetivos ambiciosos de conservación. Otro punto es que el enfoque aplicado para la identificación de especies susceptibles al declive de sus poblaciones mantiene algunas decisiones subjetivas o hasta arbitrarias -por ejemplo, la definición de los dos niveles de amplitud de distribución geográfica, o el límite que divide especies comunes de especies poco comunes. También, en bosques tropicales hay tantas especies arbóreas que se podría seleccionar quince especies focales taxonómicamente diferentes a las nuestras y con una gama similar de características (nuestra elección también tuvo su grado de subjetividad). En este sentido, nótese que nuestro estudio identifica cinco especies arbóreas sensibles en la zona de estudio que no se incluyen en las listas actuales: *L. affinis*, *H. alchorneoides*, *S. trichogyna*, *E. costaricensis* y *V. cooperi*.

Pero en relación con el concepto de especies indicadoras, una consideración de rigor científico es de importancia primordial: la propuesta de Lambeck, de que las tendencias de las poblaciones del conjunto de especies focales representan o indican las tendencias de las especies arbóreas sensibles en general, es una hipótesis y no un hecho demostrado.

Por supuesto, la amenaza de la pérdida de la biodiversidad requiere que planteemos y probemos conceptos como el de especies focales, que a pesar de sus elementos subjetivos y la incertidumbre que los acompaña, representan nuestros mejores esfuerzos en cuanto a la aplicación del conocimiento científico a la evaluación y al manejo de la biodiversidad. En este momento, el monitoreo de especies focales serviría para generar más información de la que actualmente tenemos, pero no daría información confiable sobre especies arbóreas más allá de las monitoreadas. Debido al tiempo que se requeriría para probar la hipótesis, se recomienda el uso de enfoques sencillos de modelaje de la dinámica de poblaciones como los aplicados por Zagt (1997) y Condit *et al.* (1998). No obstante, al presente trabajo se le dará seguimiento para probar si las especies seleccionadas como focales son indicadoras de un grupo mucho más grande de especies. Actualmente, sin embargo, un contexto en el que consideramos que definitivamente se debe evaluar la necesidad de monitorear una especie arbórea es cuando está siendo aprovechada y, según un análisis como el nuestro, su población es susceptible al declive; los que se benefician del aprovechamiento deben responsabilizarse por cualquier monitoreo (Finegan *et al.* 2003). En tales casos, se monitorea solamente la especie valiosa, ya que no hay bases para considerarla indicadora. Finalmente, recomendamos que ante las amenazas serias e inmediatas a la biodiversidad de nuestra región se analice, en cada situación, si un programa de monitoreo es realmente la mejor inversión que pueden hacer gobiernos, sector privado y sociedad civil, y si no es mejor invertir en programas participativos para detener la deforestación y la degradación de ecosistemas e incentivar la conservación en paisajes fragmentados (Sheil 2001) mientras que, paralelamente,

se desarrollan herramientas de monitoreo relevantes, prácticas y científicamente bien fundamentadas.

Conclusiones

- Dos enfoques teóricos potencialmente aplicables para fines de evaluación y manejo de poblaciones de especies arbóreas son la selección de un grupo de especies con características ecológicas que potencialmente las hacen susceptibles al declive de sus poblaciones (las especies focales de Lambeck), y la asignación de especies a las categorías de “rareza” de Rabinowitz. Estos enfoques fueron combinados para la selección, con base en un juego integral de criterios, de un grupo de especies focales susceptibles al declive de sus poblaciones o la extinción local en la zona norte de Costa Rica. La generación de información de campo confiable sobre el tamaño y la estructura de las poblaciones de especies arbóreas es un componente imprescindible en este proceso.
- Cualquier herramienta de monitoreo de la biodiversidad tropical se propone dentro de un marco de información inadecuada y se fundamenta, por lo tanto, en decisiones subjetivas y supuestos que deben de ser presentados de manera transparente a potenciales usuarios de la herramienta. Entre las decisiones subjetivas señaladas en el presente trabajo están la manera de distinguir entre distribuciones geográficas amplias y estrechas y entre especies comunes y poco comunes.
- Dentro del contexto de la gran riqueza botánica de los bosques tropicales, cualquier ejercicio de este tipo probablemente permite identificar especies de alguna manera amenazadas que no se encuentran en las listas existentes. El presente estudio encontró cinco.
- Para casi cualquier propuesta de indicador de biodiversidad, se su-

pone que la especie o el grupo indicador realmente son representativos de un grupo mucho más grande de especies que por razones logísticas no pueden ser monitoreadas directamente. Esa hipótesis se comprobará con el seguimiento a este estudio.

- El monitoreo de especies focales representa una inversión significativa de recursos; entonces, que la abundancia baja sea un criterio importante para la selección de especies focales significa que áreas grandes deben de ser muestreadas para conseguir datos relevantes. Adicionalmente, la variación de la abundancia local a través de las distribuciones de las es-

pecies significa que una especie puede ser sensible y seleccionada como focal en una zona, pero no en otra. Dentro del contexto usual de escasos recursos para la conservación en los países tropicales, la asignación de recursos a actividades más sencillas y prácticas para combatir amenazas serias, tales como el control de la deforestación o los incendios forestales para la conservación de hábitat, probablemente debiera de tener mayor prioridad que el monitoreo ecológico.

- La necesidad de monitorear se da principalmente donde se está aprovechando una especie susceptible al declive de su población. 🌱

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Organización Internacional de Maderas Tropicales (ITTO) y al WWF Centroamérica por el apoyo financiero para el desarrollo de la investigación.

A la Escuela de Postgrado y la Cátedra de Ecología en el Manejo de Bosques Tropicales del CATIE.

A la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) por la valiosa información que nos facilitaron y el apoyo logístico durante la fase de campo.

A Marlen Camacho quien aportó comentarios constructivos y útiles sobre el trabajo.

Literatura citada

- Carrillo, E; Wong, G; Cuarón, A. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas with different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14 (6):1580-1591.
- Chassot, O; Monge, G. 2002. Corredor Biológico San Juan-La Selva: Ficha Técnica. San José, Costa Rica, Centro Científico Tropical. 74 p.
- Clark, DB; Clark, DA. 1987. Population ecology and microhabitat distribution of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rain forest emergent tree. *Biotropica* 19 (3): 236 - 244.
- Condit, R; Sukumar, R; Hubbell, SP; Foster, RB. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test from a tropical tree community. *American Naturalist* 152:495-509.
- Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121:159-176.
- Finegan, B; Hayes, JP; Delgado, D; Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico en Bosques de Alto Valor para la Conservación certificados por el FSC: una guía para certificadores y manejadores en el trópico húmedo. San José, Costa Rica, WWF Centroamérica. (En prensa).
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first hundred years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11:119-124.
- Forero M, LA; Finegan, B. 2002. 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. *Revista Forestal Centroamericana* 38:39-43.
- Gallego C, B. 2002. Estructura y composición de un paisaje fragmentado y su relación con especies arbóreas indicadoras en una zona de bosque muy húmedo tropical, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 104 p.
- Gascon, KJ. 1994. *Rarity*. London, UK, Ed. Chapman & Hall. 201 p.
- Holdridge, LR. 1978. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica, IICA. 159 p. (Serie libros y materiales educativos No. 34)
- Hubbell, SP; Foster, RB. 1986. Commonness and rarity in a neotropical rain forest: implications for tropical tree conservation. In Soule, ME ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Massachusetts, USA, Sinauer Associates. p. 205-232.
- Instituto Tecnológico de Costa Rica. 2000. Atlas de Costa Rica (en línea). Disponible en <http://www.esri.com/software/arcexplorer/aedown/oaad.html>.
- Jiménez Madrigal, Q. 1999. Árboles maderables en peligro de extinción en Costa Rica. 2 ed. San José, Costa Rica, INBio. 187 p.
- Lambeck, RJ. 1997. Focal Species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11 (4):849-856.
- Lindenmayer, DB; Franklin, JF. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Washington, Island Press. 351 p.
- Martini, AMZ; Rosa, NA, de. 1994. An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Environmental Conservation* 21(2):152-162.
- Possingham, HP; Andelman, SJ; Burgman, MA; Medellín, RA; Master, LL; Keith, DA. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution* 17(11):503-507.
- Pitman, NCA; Terborgh, J; Silman, MR; Nuñez V, P. 1999. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. *Ecology* 80:2651 - 2661.
- Rodríguez, JM. 2001. Producción de frutos de *Virola koschnyii* Warb. y *Simarouba amara* Aubl. en un paisaje fragmentado de la zona norte de Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 34:52-56.
- Sánchez-Azofeifa, GA. 2001. Deforestation in Costa Rica: a quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica* 33(3):378-384.
- Sheil. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities and distractions. *Conservation Biology* 15(4):1179-1182.
- Zagt, RJ. 1997. Tree demography in the tropical rain forest of Guyana. Georgetown, Guyana, Tropenbos-Guyana Programme. 251 p. (Tropenbos-Guyana Series 3).

Diversificación del uso del bosque

Propuesta para aumentar la rentabilidad de la actividad forestal en el bosque comunitario de Toncontín, Honduras

Patricia Talavera

stalavera@hotmail.com

Mario Piedra

CATIE.mpiedra@catie.ac.cr

Glenn Galloway

CATIE.galloway@catie.ac.cr

La producción maderera, los productos no maderables, el ecoturismo y la regulación hídrica como servicio ambiental, constituyen diferentes usos del bosque considerados para evaluar la rentabilidad de la actividad forestal en Toncontín.



Foto: DRNA, CATIE.

Resumen

Se evaluó la rentabilidad financiera del aprovechamiento forestal en el bosque comunal Toncontín, Honduras y se comparó con un escenario de uso diversificado. Este escenario incluyó el aprovechamiento de seis productos no maderables, el ecoturismo como actividad comercial y la venta del servicio de regulación hídrica, para el cual se proyecta el pago de una tarifa anual. Bajo el escenario de manejo diversificado, la rentabilidad de la actividad forestal en Toncontín aumenta en más de 50%. El inventario de productos no maderables mostró que existen diferencias entre el bosque primario y el bosque intervenido, en cantidad y abundancia de las especies evaluadas. *Brahea dulcis*, *Machaerium cirrhiferum*, *Smilax spinosa* y orquídeas son los PNMB que reportarían un mayor beneficio monetario. La evaluación de la demanda turística mostró que existe una amplia aceptación por la combinación de actividades turísticas y de aprovechamiento forestal en el mismo lugar de visita. Los patrones de preferencias de los turistas nacionales y extranjeros fueron similares; siendo los atributos de mayor influencia, el tipo de infraestructura, el servicio de guía y la opción de compra de artesanías y productos típicos en el lugar visitado. El método de costo de oportunidad determinó un valor de \$27,4/ha/año para el servicio de regulación hídrica; la segunda opción de mayor rentabilidad para el uso de la tierra fue la actividad ganadera.

Palabras claves: Bosque comunal; aprovechamiento forestal; productos forestales no maderables, ecoturismo, rentabilidad, Toncontín, Honduras.

Summary

Forest use diversification; a proposal to increment forest activities in a community forest in Toncontín, Honduras. Forest management financial profitability in Toncontín, Honduras was evaluated and compared against a diversified management scenario that included three options: extraction of six non-wood forest products, ecotourism as a commercial activity, and a payment for water regulation. Returns obtained with the scenario proposed are 50% higher than present use. The forest inventory for non-wood forest products shows severe differences between primary and intervened forests, in number of species and abundance. *Brahea dulcis*, *Machaerium cirrhiferum*, *Smilax spinosa* and orchids were the non-wood forest products which generate higher monetary returns. The evaluation of tourist activities shows a wide acceptance of a program that combines tourism and forest management. National and foreign tourists' preferences are similar; the options evaluated included infrastructure, the utilization of tourist guides and the availability of typical products and handicrafts. Opportunity cost method determined a value of \$27,4/ha/year for water regulation, with cattle ranching the second most profitable option for land use.

Keywords: Communal forest; logging; non wood products; ecotourism; profitability; Toncontin; Honduras.

Muchos son los factores que han contribuido a la sobreexplotación de los bosques en los países en desarrollo. En Centroamérica, el extractivismo minero, el crecimiento demográfico, la falta de transparencia del mercado, las tendencias de consumo, el avance de la frontera agrícola y las políticas forestales contra-

dictorias son factores que han definido y siguen definiendo la forma de explotación de los bosques (Farris 1999, FRP 2000). El elemento común de esta problemática son los altos niveles de pobreza en la región. Es evidente que bajo las actuales condiciones de comercialización (precios bajos, impuestos altos, mecanismos de competencia des-

leal), los beneficios obtenidos únicamente de la extracción de madera no son incentivo suficiente para asegurar la conservación del bosque. Esto provoca que, en general, muchas comunidades aledañas a los bosques carezcan del estímulo económico necesario que evite la conversión del suelo forestal a otros usos productivos.

Ante esta problemática, se ha considerado que el concepto de diversificación puede contribuir a fortalecer la base económica y financiera del aprovechamiento forestal. En particular, el ecoturismo, la extracción de productos forestales no maderables (PFNM), el pago por servicios ambientales y la producción ecológicamente racional de madera se han perfilado como actividades lucrativas y compatibles con la protección de los hábitats naturales (Southgate 1997). A estos esfuerzos se suman estrategias encaminadas a dar un mayor valor agregado a los productos, abrir nuevos mercados y mejorar la eficiencia de la cadena de comercialización (FAO 1995).

Varios estudios han demostrado que la generación de ingresos adicionales, tanto para los aserradores organizados como para la comunidad en general, contribuye a la conservación del bosque (Mollinedo 2000, Neumann y Hirsch 2000, Ruiz y Byron 1999). En este sentido, el presente estudio procuró identificar y valorar bienes directos que pudieran ser comercializados localmente, así como identificar actividades comerciales complementarias (ecoturismo y venta de servicios ambientales) a la actividad forestal en Toncontín, Honduras.

Metodología

El estudio se desarrolló en el área denominada bosque comunal Toncontín, ubicado en la parte alta de la cuenca del río Cangrejal (15°35' a 15°40' latitud norte y 86°34' a 86°39' longitud oeste), 30 km al este de la ciudad de La Ceiba, Departamento de Atlántida, Honduras. La altitud oscila entre 700 y 1200 msnm, con pendientes promedio de 50 a 75%. Los suelos corresponden a la serie Yaruca (Tropohumults). Según Holdridge (1987), la zona de vida del área corresponde a bosque muy húmedo tropical, con temperaturas de 22 a 26°C y precipitación de 2200

mm/año. El área total del bosque comprende 2327 ha, de las cuales 1061 ha corresponden a bosque productivo, 749 ha de bosque de protección y 516 ha han sido destinadas a la agricultura.

El bosque es propiedad estatal, cedida en concesión por AFE/COHDEFOR (Corporación Hondureña de Desarrollo Forestal) al Grupo Agroforestal Toncontín (GAT) bajo convenio de usufructo. Este grupo fue creado en 1978 y desde sus inicios los hombres y mujeres que lo integran se dedican a la conservación y uso racional del bosque. El GAT ha participado en un gran número de actividades de capacitación, asistencia técnica e investigación con diferentes proyectos y programas forestales. Varios de sus integrantes se han formado como capacitadores, y entre las gestiones más notables del grupo están la construcción de un campamento forestal, un orquidiario, un taller de ebanistería y la conformación de un comité de turismo.

Para analizar el efecto de la diversificación en la rentabilidad de la actividad forestal, se realizó un análisis comparativo entre diferentes escenarios de manejo. La producción maderera fue considerada como el escenario base a partir del cual se evaluó el efecto de la generación de ingresos por transformación de la madera, venta de servicios ambientales, aprovechamiento de productos no maderables, ecoturismo y pago del servicio de regulación hídrica. El valor actual neto (VAN) y la relación beneficio-costo (B/C) fueron los principales indicadores de rentabilidad utilizados para evaluar las situaciones planteadas.

Para evaluar los productos no maderables, se seleccionaron, cuantificaron y valoraron las existencias y flujos aprovechables de especies importantes a precios de mercado. La selección de especies fue resultado de un taller participativo con di-

ferentes miembros de la comunidad. Los criterios de selección utilizados fueron: abundancia en el bosque, importancia en la economía familiar y existencia de mercado para el producto elegido. Para definir el tipo de muestreo a utilizar en la fase de cuantificación, se realizó un sondeo de presencia en el campo para determinar el patrón de distribución espacial de cada especie seleccionada. El inventario de existencias se hizo por medio de un muestreo estratificado. El área de bosque productivo se dividió en estrato de bosque primario (540 ha) y estrato de bosque primario intervenido (510 ha). Dentro de cada estrato se realizó un muestreo sistemático, donde se trazaron fajas alternas y perpendiculares a una línea base, a una distancia de 200 m entre fajas. Dentro de cada faja se establecieron las parcelas de medición cada 40 m; con una dimensión de 20 m x 5 m. La intensidad de muestreo fue de 0,3 y 0,2% para bosque primario e intervenido, respectivamente.

Para cuantificar las especies de palmas, se midieron las variables dasométricas altura y dap de cada individuo; para *Euterpe precatoria* (palmiche) se midió el largo del tallo aprovechable, mientras que en *Brahea dulcis* (suyate) se midió la cantidad de hojas y fibra cosechable. En el caso de *Alsophila* sp. (helcho arborescente) se cuantificaron los individuos con un tamaño adecuado para su aprovechamiento y el número de individuos muertos por parcela. En *Smilax spinosa* (cuculmecha) se midió el diámetro del tallo a 30 cm del suelo y se estimó la cantidad de producto por individuo. Para *Machaerium cirrhiferum* (Sangre drago) se midió el dap y el largo del tallo aprovechable. Las existencias de orquídeas se estimaron a partir del promedio de individuos presentes en árboles aprovechados, debido que estos productos se extraen solamente de los árboles derribados.

Las existencias aprovechables estimadas fueron valoradas con base en el ingreso bruto que reportaría su comercialización. Los flujos anuales se estimaron definiendo áreas de corta anual (ACA) de 35 ha. Los porcentajes de cosecha anual fueron definidos arbitrariamente. Se estimó que la cosecha del 40% de las especies de palmas y 20% de las medicinales garantizaría la regeneración de las existencias. Los indicadores financieros utilizados para valorar los flujos anuales de cada producto fueron el VAN y la razón B/C. Para las proyecciones de los flujos, se calculó una tasa de descuento real con base en el promedio de las tasas de interés pasivas (11,1%) y la tasa de inflación del país (7,7%). Tanto las existencias como los flujos anuales se valoraron a precios del mercado local.

Para evaluar la demanda turística del lugar se listaron las preferencias de turistas nacionales y extranjeros mediante un experimento de selección. Se evaluaron seis atributos genéricos: zonificación de actividades, apreciación de la biodiversidad, venta de artesanías y otros, infraestructura, transporte en la zona y precio de entrada. El factorial completo ($2^4 \times 3^2 \times 4$) se fraccionó en doceavos para obtener 24 combinaciones finales arregladas en seis bloques de acuerdo a un diseño cíclico óptimo. La muestra total correspondió a 288 encuestas equivalentes a 3456 observaciones.

El valor del servicio ambiental de regulación hídrica fue derivado del costo de oportunidad de la tierra, en términos de la ganancia neta reportada por la ganadería extensiva (doble propósito) en las zonas aledañas. Los costos e ingresos de la actividad fueron estimados por medio de entrevistas con productores de Yaruca. Se realizó además un análisis de carácter exploratorio del contexto institucional y del marco legal en materia de recursos naturales, para sustentar futuros acuerdos de pago por servicios ambientales.



La construcción del orquidario ha permitido la integración de las mujeres de la comunidad a la actividad forestal. Las mujeres se encargan de la propagación y comercialización de orquídeas y otras plantas ornamentales procedentes del bosque

Resultados y discusión

Producción maderera en Toncontín

La capacidad productiva del GAT oscila entre 750-1400 m³; sin embargo, en los últimos años el volumen de producción no supera los 250 m³/año debido a dificultades en la comercialización del producto y problemas en el suministro de repuestos para las motosierras. La es-

pecie maderable de mayor importancia comercial y tradicionalmente aprovechada es la endémica *Magnolia yoroconte*, pues en el mercado hay poca aceptación para otras especies; no obstante, actualmente se comercializan 12 especies no tradicionales (Cuadro 1).

En términos financieros, la producción de madera en Toncontín tiene márgenes de ganancia bajos. A

Cuadro 1.

Especies maderables aprovechadas en el bosque Toncontín, Honduras

Especies tradicionales	Especies no tradicionales
<i>Magnolia yoroconte</i>	<i>Macrohasseltia macroterantha</i>
<i>Cedrela odorata</i>	<i>Calophyllum brasiliense</i>
	<i>Hyeronima alchorneoides</i>
	<i>Ilex tectonica</i>
	<i>Byrsonima spicata</i>
	<i>Tapirira guianensis</i>
	<i>Symphonia globulifera</i>
	<i>Guarea grandifolia</i>
	<i>Nectandra sp.</i>
	<i>Cojoba arborea</i>
	<i>Mosquitoxylum brasiliense</i>
	<i>Terminalia amazonia</i>

Fuente: Plan de manejo forestal del bosque Toncontín

pesar que en los últimos tres años se ha registrado un crecimiento lineal (cerca de 50%) en los volúmenes anuales de venta, en promedio los ingresos netos no superan el equivalente de \$23,7 /ha/año. En promedio, el 70% de los costos totales corresponden a costos operativos (Cuadro 2). El costo de la mano de obra y del transporte de la madera al patio de acopio representa el 75% de los costos de producción.

Entre las causas de los bajos retornos obtenidos por los aserradores organizados de Toncontín, se encuentran la venta de madera ilegal, los altos impuestos y la falta de diferenciación de la calidad del producto. La venta de madera ilegal, además de causar un efecto negativo en los precios de mercado, ha agravado los conflictos entre los productores organizados y los taladores de comunida-

des aledañas. Los precios obtenidos por los aserradores ilegales son más bajos aún que los obtenidos por los organizados (Cuadro 3); no obstante, su margen de ganancia es mayor pues no pagan ningún tipo de impuesto, ni incurren en gastos por tramitación de permisos y manejo forestal (inventarios generales y censos comerciales, elaboración de planes generales de manejo y planes operativos, utilización de técnicas de aprovechamiento de impacto reducido, etc.).

El impuesto cobrado por AFE-COHDEFOR hace que el costo de producción de *M.yoroconte* aumente en \$0,12/pie tablar con respecto a las especies no tradicionales. Por otro lado, aunque los productores organizados han adoptado la tecnología de motosierra con marco, el mercado no hace una diferenciación entre la calidad de la madera aserrada con esta y la aserrada con motosierra a “pulso”, a pesar que en el proceso de transformación, el porcentaje de desperdicios con la primera es significativamente menor. Hasta ahora, el grupo no ha percibido ningún tipo de ingreso adicional por la certificación del buen manejo forestal, otorgada por el programa SmartWood.

Productos no maderables del bosque

Aunque en Honduras existen registros de productos no maderables (PNMB) de alto valor comercial, como *Polypodium aureum* que alcanza un valor de exportación de US\$110 000/año (FAO 2002), la importancia de la mayoría de los PNMB radica en su valor local. Al

igual que en otras comunidades, los pobladores de Toncontín poseen un amplio conocimiento del uso y de aspectos ecológicos de una gran diversidad de especies no maderables. De acuerdo con los indicadores formulados para la selección de especies, los productores identificaron 20 PNMB de mayor relevancia (Cuadro 4), de entre los cuales se eligieron los seis productos evaluados en este estudio.

Las especies seleccionadas, especialmente por el alto potencial de sus productos en el mercado local, fueron *Euterpe precatória* como alimento, *Brahea dulcis* para confección de techos y escobas, *Machaeium cirrhiferum* y *Smilax spinosa* como medicinales, varias orquídeas como ornamentales y *Alsophila* sp. como sustrato para las orquídeas.

De acuerdo a los resultados del inventario de existencias, en el estrato de bosque primario la especie que presentó mayor abundancia fue *E. precatória*, seguida de *B. dulcis* (Cuadro 5). En el estrato de bosque intervenido, la especie de mayor abundancia fue *Alsophila* sp. (individuos maduros) seguida por *Machaeium cirrhiferum*, sin embargo en este estrato no se encontraron individuos de *S. spinosa* ni de *B. dulcis*.

Como resultado de un sondeo de existencias, se logró identificar 37 especies de orquídeas, la mayoría pertenecientes a los géneros *Epidendrum* y *Maxillaria*. La especie de mayor abundancia en el bosque primario es la conocida por los productores como orquídea de tierra (*Sobralia candida*). Las especies maderables que mostraron en promedio un mayor número de orquídeas asociadas a su estructura fueron: *M.yoroconte* (110), *Calophyllum brasiliense* (85) y *Hyeronima alchorneoides* (50). Estos maderables tienen en común cortezas ásperas, con un bisel promedio de 1 a 1,5 cm de grueso (Thirakul 1991). A pesar de la gran abundancia de epífitas en el bosque (Cuadro 5), las productoras han em-

Cuadro 2.
Costos e ingresos anuales de la producción maderera en Toncontín, Honduras

Concepto	US\$/ha
Gastos administrativos	40,8
Manejo forestal	11,3
Mano de obra	214,2
Transporte al patio	118,0
Equipo y materiales	95,8
Mantenimiento de caminos	9,5
Comercialización	64,2
Otros	51,7
Total de costos	605,5
Ingresos	629,2

Cuadro 3.
Precios locales e impuestos de la madera en bloque (US\$/pie tablar)

Especie	COATLAH	CUPROFOR	Venta ilegal	Impuesto
<i>Magnolia yoroconte</i>	0,64	0,61	0,43	0,16
No tradicionales	0,46	0,50	0,34-0,37	0,04

Cuadro 4.

Principales PNMB identificados en el taller participativo realizado con productores de Toncontín, Honduras

Nombre común	Nombre científico	Uso
Palmiche	<i>Euterpe precatoria</i>	Comestible
Pacaya	<i>Chamaedorea tepejilote</i>	Comestible
Suyate	<i>Brahea dulcis</i>	Material de construcción/artesanías
Cuculmecha	<i>Smilax spinosa</i>	Medicinal
Sangre drago	<i>Machaerium cirrhiferum</i>	Medicinal
Guaco de cruz*	<i>Mikania scandens</i>	Medicinal
Capuca	<i>Geonoma</i> sp.	Comestible
Escalera de mico	<i>Bauhinia guianensis</i>	Medicinal
Hierba mora	<i>Solanum americanum</i>	Comestible
Vara negra*	<i>Ecalipha diversifolia</i>	Medicinal
Preñada*	No identificada	Medicinal
Caña santa*	<i>Costus</i> sp.	Medicinal
Hoja de piedra	No identificada	Ornamental
Calaguala	<i>Polipodium aureum</i>	Medicinal
Cancerina	No identificada	Medicinal
Balaire	<i>Desmoncus orthacantos</i>	Artesanías
Helecho arborescente	<i>Alsophila</i> sp.	Ornamental y sustrato de orquídeas
Indio desnudo*	<i>Bursera simaruba</i>	Medicinal
Liquidambar	<i>Liquidambar styraciflua</i>	Medicinal
Guarumo	<i>Cecropia</i> sp.	Medicinal/material de construcción

* Para tratar mordeduras de serpientes

Cuadro 5.

Abundancia, cantidad e ingreso bruto* de las existencias aprovechables de especies no maderables encontradas en el bosque comunal Toncontín, Honduras

Especies	Bosque primario (540 ha)			Bosque primario intervenido (510 ha)		
	Individuos /ha	Existencias aprovechables /ha	Ingreso /ha (US\$)	Individuos aprovechables /ha	Existencias /ha	Ingreso /ha (US\$)
Palmiche	72,6	33,4 m	325,9	20	9,5	92,6
Helecho arb. maduro	28,6	28,6	-	23	23	-
Helecho arb. muerto	10,7	10,7	-	7	7	-
Orquídeas	802	802	1710,7	-	-	-
Suyate	35,1	418,6 hojas 75,2 lb. fibra	110,9	0	-	-
Sangre drago	1,8	19,1 m	77,5	4	17,3	70,4
Cuculmecha	6,5	45,8 lb.	111,8	0	-	-
Total de ingreso			2336,8			163

* Calculado con precios locales (Palmiche = \$9,76/m; Suyate = \$0,18/hoja, \$0,46/lb. de fibra; S. drago = \$4,07/m; Cuculmecha = \$2,44/lb.)

prendido iniciativas de propagación vegetativa de los especímenes (micropropagación, con apoyo del Jardín Botánico Lancetilla).

El ingreso bruto estimado de las existencias totales de palmiche en el bosque Toncontín asciende a US\$223 206, mientras que la fibra y hojas de suyate alcanzan un valor de US\$59 911. El valor estimado de las existencias de cuculmecha y sangre drago ascienden a US\$60 366 y US\$77 711, respectivamente. Las existencias de orquídeas vendidas a un precio equivalente a US\$2,13/unidad reportarían un ingreso bruto de US\$1711/ha (Cuadro 5). Sin embargo, el precio pagado al orquidiario de Toncontín oscila entre 25 y 50% menos que el precio de cada espécimen en la ciudad de La Ceiba.

La estimación de los flujos anuales de cada PNMB mostró que el aprovechamiento de orquídeas y medicinales son las actividades más rentables (B/C >2,54). Sin embargo, en términos de ingreso neto anual, la extracción de palmiche y suyate (fibra y hojas) retribuyen US\$26,06 y US\$25,85 /ha/año, a diferencia de los US\$21,32 y US\$11,5 /ha/año que reportarían la venta de epífitas y medicinales (Cuadro 6).

Evaluación de la demanda turística

La evaluación de las preferencias de los turistas mostró que existe una amplia aceptación en cuanto a la combinación de actividades turísticas y de aprovechamiento forestal en el mismo sitio de visita, esto debido al reconocimiento de que las comunidades tienen derecho de usar el bosque para su sustento (Figura 1). Por otro lado, los turistas expresaron estar dispuestos a pagar una cantidad de dinero por concepto de tarifa de entrada (US\$1,8-nacionales/US\$4-extranjeros), como un aporte para el manejo de las áreas.

Ambas poblaciones de turistas tienen un comportamiento similar

en cuanto a sus preferencias; las diferencias encontradas radican en la preferencia de los nacionales por medios de transporte y una demanda positiva por productos que puedan ser adquiridos en el sitio de visita (Cuadro 7). Para los turistas extranjeros, el tipo de infraestructura tiene una influencia directa en la decisión de visita, y manifiestan mayor preferencia por instalaciones rústicas. En ambos grupos, el atributo apreciación de la biodiversidad fue altamente significativo ($P < 0,01$), indicando que existe una demanda por el servicio de guía turístico. La disposición espacial de las actividades turísticas y de aprovechamiento (zonificación) no tiene influencia sobre la elección de las alternativas presentadas.

Servicio de regulación hídrica

El bosque de Toncontín se sitúa en la parte alta de la cuenca del río Cangrejal; donde nacen varias quebradas o riachuelos que alimentan el caudal del río Yaruca, principal afluente del río Cangrejal. Se encontró una correlación positiva de 0,7479 ($P < 0,0006$) entre la distribución en el tiempo del caudal del río Cangrejal y el patrón de precipitación en Toncontín (Figura 2).

De acuerdo con la metodología de valoración utilizada, se estimó que el costo de oportunidad de la tierra en Toncontín asciende a US\$87,3/ha. Mediante una consulta

Cuadro 6.

Estimación de costos e ingresos anuales del aprovechamiento de PNMB en Toncontín, Honduras

Concepto	Palmiche		Suyate		Medicinales		Ornamentales
	Estípite	Hojas	Fibra	Cuculmecha	S. drago	Orquídeas	
Mano de obra cosecha	124,39	179,27	128,05	54,88	32,93	275,24	
Equipo	9,15	18,29	18,29	18,29	12,20	0,00	
Transp. del producto	91,46	243,90	18,29	60,98	60,98	24,39	
Materiales	913,17	12,20	30,49	18,29	0,00	101,95	
Mano de obra envasado	230,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Costos totales	1368,66	453,66	195,12	152,44	106,10	401,59	
Ingreso bruto	2280,98	1072,02	481,46	390,98	269,03	1147,74	
Beneficios	912,32	618,37	286,34	238,54	162,93	746,16	

Cuadro 7.

Estimación de los parámetros de máxima verosimilitud, a partir del modelo logístico condicional utilizado para ambas poblaciones

Atributo	Coefficiente	E. Estándar	b/error estándar	P[Z > z]
Turistas nacionales n = 144				
Zonificación	-0,0675	0,0888	-0,761	0,4468
Apreciación	0,4269	0,0890	4,799	0,0000**
Compra souvenir	0,2444	0,0634	3,856	0,0001**
Infraestructura	-0,0909	0,0623	-1,459	0,1446
Transporte zona	0,1211	0,0876	1,382	0,1671
Precio	-0,0138	0,0073	-1,886	0,0503*
Turistas extranjeros n = 144				
Zonificación	-0,0739	0,0871	-0,848	0,3962
Apreciación	0,2486	0,0873	2,846	0,0044**
Compra souvenir	0,0860	0,0613	1,404	0,1603
Infraestructura	-0,1925	0,0610	-3,156	0,0016**
Transporte zona	-0,0344	0,0862	-0,399	0,6898
Precio	-0,0963	0,0250	-3,857	0,0001**

* Significativo a un nivel de 0,05 ** Significativo a un nivel de 0,01

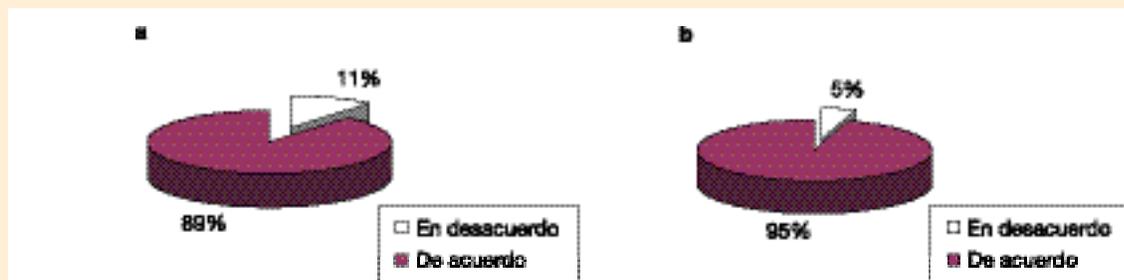


Figura 1. Viabilidad de combinar actividades turísticas con actividades de aprovechamiento forestal, opinión de turistas extranjeros (a) y nacionales (b)

a expertos, se obtuvo el peso ponderado del servicio de regulación hídrica (31,4%), con un valor de \$27,4 /ha/año para esta función ecológica. Un estudio desarrollado en Costa Rica (Campos *et al.* 2001) muestra que el servicio mejor valorado por la población es la protección del recurso agua (35%), considerada un beneficio directo, seguido por la protección de la biodiversidad (25%), la mitigación de gases y la belleza escénica (20% para ambos servicios). Para fines de este estudio, se asumió que la gestión del pago por este servicio debe hacerse solamente para el área destinada a bosques de protección (749,27 ha), la cual tiene una influencia directa en la protección de las microcuencas.

En Honduras se necesita aún definir la normativa y fijar la legislación que respalde tanto la creación como el funcionamiento de mercados ambientales. El eje central para establecer cualquier mecanismo de pago es la naturaleza de los espacios de negociación entre los usuarios de los servicios y los propietarios de los bosques. Debido a esto, es necesario definir la extensión de los derechos de propiedad sobre los recursos naturales, especialmente en áreas manejadas bajo contratos de usufructo.

Comparación de escenarios: Manejo actual vs. Manejo diversificado

El análisis comparativo entre escenarios mostró que la diversificación de la actividad forestal resulta ser el escenario más atractivo. La inclusión de los ingresos provenientes de otros componentes productivos (PNMB, ecoturismo y venta de servicios ambientales) incrementa la rentabilidad en más de un 50% (Cuadro 8). Como se esperaba, el aporte de los ingresos provenientes del ecoturismo y la venta del servicio de regulación hídrica serían significativos (US\$173,88 /ha). Los beneficios derivados del aprovechamiento de productos no maderables

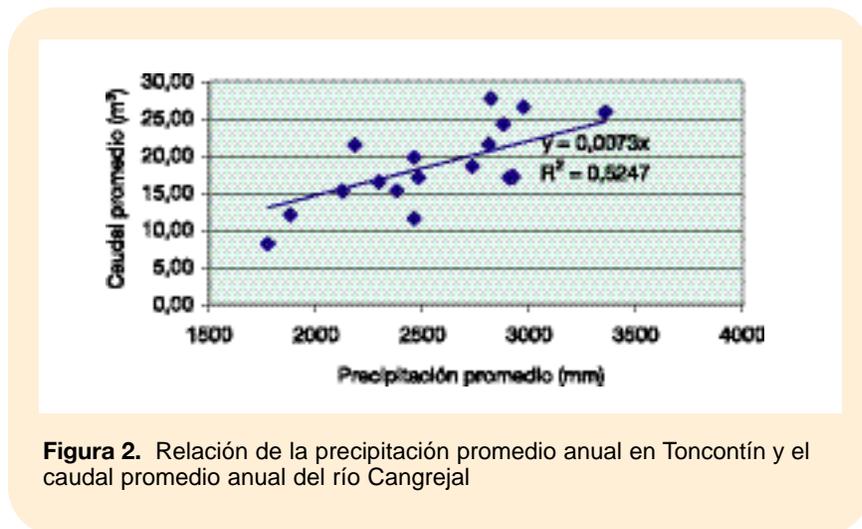


Figura 2. Relación de la precipitación promedio anual en Toncontín y el caudal promedio anual del río Cangrejal



En Toncontín, el aprovechamiento se realiza mediante técnicas de tala dirigida y motosierra con marco para la obtención de madera en bloques

producirían un aumento de más de 9% en los retornos. Debido que el ‘bosque primario’ está en proceso de convertirse en ‘bosque intervenido’, la abundancia y número de especies no maderables pueden variar en este estrato, lo cual causaría un efecto negativo en el aporte que tendrían los PNMB en la rentabilidad financiera de la actividad. Por consiguiente, es recomendable estudiar cómo asegurar la presencia de estas especies en los bosques en proceso de ser intervenidos.

El análisis de las situaciones evaluadas para el escenario 1 muestra que la situación más deseable es la venta de muebles en la ciudad de La Ceiba (situación 4). Los precios de los productos se incrementan entre 25 y 50% en esta localidad con respecto a los obtenidos en Toncontín. Sin embargo, el análisis no considera la demanda de los productos a nivel local, ni otros aspectos de mercado que influyen directamente en la viabilidad de la situación propuesta.

Cuadro 8.
Resultados del análisis de sensibilidad para los escenarios y situaciones planteadas

Escenario	Situación	Descripción	VAN	VAN/ha	B/C
1. Manejo actual	1	Situación actual	-29899,35	-28,18	0,96
	2	Utilizando el precio de la madera al consumidor final	98800,50	93,11	1,14
	3	Transformación de la madera (precios en Toncontín)	32962,38	31,06	1,05
	4	Transformación de la madera (precios en La Ceiba)	407710,08	384,24	1,59
2. Manejo diversificado	1	Situación 1 del manejo actual + PNMB	37257,68	35,11	1,05
	2	Situación 1 del manejo actual + servicios	314783,62	173,88	1,41
	3	Actual + Beneficios de PNMB y servicios	459989,05	254,09	1,63
	4	Situación 3, utilizando precio final de PNMB	550774,12	304,23	1,75

VAN: Valor Actual Neto

B/C: Relación Beneficio/Costo

Conclusiones

- A pesar que la actividad forestal en Toncontín presenta una baja rentabilidad financiera, a nivel social contribuye positivamente pues genera empleos y, por ende, un mayor flujo de ingresos a nivel local. Por otro lado, la transformación de la madera a muebles, además de dar un valor agregado a la misma, permite la inserción de un mayor número de comunitarios en la actividad forestal.
- La integración de otros componentes productivos aumentaría la

rentabilidad financiera de la actividad forestal, al mismo tiempo que fortalecería su base social y económica mediante la creación de nuevas fuentes de empleo.

- Existe una dependencia directa entre la dinámica poblacional de las especies no maderables y la integridad del componente forestal; debido a esto es preciso diseñar una propuesta de manejo silvicultural que integre ambos componentes.
- El factor más limitante es la comercialización de los productos; es en este punto en el que deben en-

caminarsse mayores esfuerzos. Es necesario desarrollar la capacidad negociadora de los productores, definiendo una clara orientación de mercado y estándares de calidad para cada producto.

- Los costos derivados del mantenimiento de las instalaciones y de la protección de las áreas naturales expuestas a los turistas no deben exceder los beneficios aportados por el ecoturismo. El conocimiento de las preferencias de la población meta es de vital importancia a la hora de diseñar la actividad. Cuando se conoce la percepción y las preferencias de los turistas, los recursos pueden ser canalizados hacia inversiones que aseguren la satisfacción de los visitantes.
- La creación de mercados alrededor de los servicios ambientales requiere de una clara definición de los derechos de propiedad sobre los recursos naturales.

Agradecimientos

El primer autor agradece a Manuel Gómez y Tania Ammour por sus valiosos aportes, a todos los productores de Toncontín y al equipo técnico de TRANSFORMA-Honduras por el apoyo brindado en la fase de campo. Asimismo a la Oficina de Cooperación Canadiense/Proyecto Pro-Mesas por el apoyo financiero otorgado para la realización del presente trabajo.

Literatura citada

- Campos, J; Finegan, B; Villalobos, R. 2001. Manejo diversificado del bosque: aprovechamiento de bienes y servicios de la biodiversidad del bosque neotropical. *Revista Forestal Centroamericana* 36:6-13.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, IT). 1995. Report of the international expert consultation on non-wood forest products. Roma, Italia. 457 p. (Non-Wood forest products, Serie No 3).
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, IT). 2002. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2000. Roma, FAO. 468 p. (Estudio Montes no. 140).
- Faris, R. 1999. Deforestation and land use on the evolving frontier: an empirical assessment. Harvard Institute for International Development. 20 p. (Discusión paper No. 678).
- FRP. 2000. A demand study of the priority researchable constraints for four groups of forest-dependent poor people in the management of forest and tree resources in Central America. Forestry Research Programme. Project No. ZF0143-Natural Resources International Limited. 44 p.
- Holdridge, L.R. 1987. Ecología basada en zonas de vida. San José, Costa Rica, IICA. 216 p.
- Mollinedo, A. del C. 2000. Beneficios sociales y rentabilidad financiera del manejo forestal comunitario en dos áreas de la Reserva de la Biosfera Maya. Petén, Guatemala. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 100 p.
- Neumann, R; Hirsch, E. 2000. Commercialisation of non timber forest products: Review and analysis research. Desa Putera, Indonesia, CIFOR/FAO. 173 p.
- Ruiz, M; Byron, N. 1999. A methodology to analyze divergent case studies of non timber forest products and their development potential. *Forest Science* 45(1): 1-14.
- Southgate, D. 1997. Alternativas para la protección del hábitat y la generación de ingresos en las zonas rurales. Washington, D.C, USA, BID. 57 p. (Documento No. ENV-107).
- Thirakul, S. 1991. Manual de dendrología del bosque latifoliado. Tegucigalpa, Honduras, COHDEFOR / Proyecto PDBL. 479 p.

Propuesta metodológica para la creación y operación de organismos de cuencas en El Salvador

El caso de la subcuenca del río Cara Sucia

Jenny Berganza

Instituto Tecnológico Centroamericano

jberganza@di.itca.edu.sv

jennyberganza@hotmail.com

Francisco Jiménez

CATIE.fjimenez@catie.ac.cr

Jorge Faustino

CATIE.jfaustino@cablecolor.hn

Cornelius Prins

CATIE.cprins@catie.ac.cr

Los comités gestores de cuencas en El Salvador han surgido con el fin de buscar solución al elevado número de problemas relacionados con el uso y manejo de los recursos hídricos.



Foto: Jenny Berganza

Resumen

El objetivo principal de la investigación fue elaborar una propuesta metodológica de creación y operación de organismos de cuencas para El Salvador, a través de un caso específico: la subcuenca del río Cara Sucia.

El proceso para la elaboración de la propuesta se inició con la identificación de algunos organismos de cuencas en América Latina, ya que en la región latinoamericana hay una experiencia de varios años en el manejo de cuencas, que puede servir como base de trabajo para la identificación de éxitos y errores. Además, se analizaron también experiencias en el ámbito nacional, específicamente con los comités de cuencas que el Proyecto AGUA ha implementado.

La caracterización biofísica y socioeconómica, junto con la identificación de los actores locales claves y la definición de los principales problemas y potenciales de la subcuenca, evidenciaron la necesidad de contar con un organismo que coordine la gran cantidad de actividades que se dan al interior de la subcuenca y que tienen repercusiones en los recursos naturales.

Los resultados de la investigación proporcionaron bases y estrategias para el establecimiento de organismos de cuencas adecuados a la realidad salvadoreña. Como aporte adicional, se generó un diseño para un organismo de cuencas factible, dadas las condiciones biofísicas, socioeconómicas y legales de la subcuenca del río Cara Sucia.

Palabras claves: Manejo de cuencas; conservación de aguas; instituciones de investigación; participación comunal; El Salvador

Summary

Methodological proposal for the creation and operation of basin organizations in El Salvador; the case of the Cara Sucia River sub-watershed. This research was conducted with the purpose of elaborating a methodological proposal for the creation and operation of basin organizations in El Salvador. The proposal was carried out through a specific case, the Cara Sucia River sub-watershed.

The process was begun with the identification of some basin organizations in Latin America, since in the region there is a previous experience in watershed management that could serve as a base for the identification of cases of success and failure. In addition to the background experience in Latin America, experiences at a national level were also used, specifically with the AGUA Project basin committees.

Biophysical and socio-economic characterization of the sub-watershed, along with the identification of local key actors and the definition of the sub-watershed main problems and potentialities, evidenced the need of an organization able to coordinate the large number of activities within the sub-watershed and their impacts on the natural resources.

The information gathered provided the basis and strategies for the establishment of basin organizations suitable for the Salvadoran reality. As an additional contribution, a design for a feasible basin organization was generated, according to the biophysical, socio-economic and legal conditions of the Cara Sucia River sub-watershed.

Keywords: Watershed management; water conservation; institutions of research; local participation; El Salvador.

En El Salvador, hasta hoy no se ha realizado un esfuerzo real para dar solución a los principales problemas que se generan alrededor del concepto de cuencas y su gestión, a través de organizaciones que busquen mejorar las condiciones de los recursos naturales. El país no cuenta con un ente responsable del manejo integrado de los recursos naturales, por lo que el uso de los recursos es fragmentado, sectorial y no sostenible.

El desaparecido Ministerio de Planificación (MIPLAN) era el que coordinaba este tipo de actividades, con acciones como el Plan Maestro para el Control y Protección de los Recursos Hídricos, que dio paso al Comité Ejecutivo Protector de los Recursos Hídricos (CEPRHI), que trabaja con muy poco apoyo e incidencia. El Servicio de Cuencas del Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG) ha disminuido tanto en tamaño como en funciones. Por otro lado, el área institucional del Ministerio del Medio Ambiente y los Recursos Naturales (MARN) relacionada con la gestión de cuencas hidrográficas presenta débiles vínculos institucionales, tanto dentro como fuera del Ministerio, y una estructura interna insuficiente para poder dar adecuado seguimiento a la problemática de las cuencas y sus organizaciones bajo la óptica ambiental y de los recursos naturales (Vásquez y Mestre 2002).

En relación con la parte institucional, El Salvador posee un conjunto relativamente grande de leyes y mandatos institucionales para la gestión de los recursos naturales, y en especial de los recursos hídricos. Sin embargo, la normativa existente carece de coherencia y armonía (PRISMA 2001).

Todo este historial de falta de coordinación ha generado un fuerte interés por parte de instituciones como la Vicepresidencia de la Re-

pública y la Secretaría Técnica de la Presidencia, que buscan dar coherencia a los esfuerzos de organización con temas como el ordenamiento territorial y asuntos que conciernen al desarrollo de El Salvador. Otro organismo interesado en las acciones de gestión de cuencas es la Corporación de Municipalidades de la República de El Salvador (COMURES), que ofrece un planteamiento conciliador en la búsqueda de mayores espacios de participación y protagonismo de los municipios, así como de instituciones del estado (Vásquez y Mestre 2002).

El Proyecto AGUA (Acceso, Gestión y Uso Racional del Agua) es financiado y ejecutado por CARE - El Salvador. Su meta es desarrollar un modelo replicable para el manejo sostenible e integrado de los recursos hídricos del país que permita el acceso al agua limpia en hogares rurales, en un proceso de sostenibilidad social y ambiental. El Proyecto AGUA trabaja en el desarrollo de un enfoque de protección de cuencas sobre la base de mecanismos de integración geográfica, con el fin de permitir o facilitar el manejo eficiente y sostenible de los recursos naturales existentes para cubrir las necesidades de la población meta (Consortio AGUA 1999). El Proyecto se inició en 1999, y ha centrado sus actividades en cuatro subcuencas piloto, donde busca conformar y poner en operación entidades de gestión de cuencas. Las subcuencas en cuestión son: San Simón y El Borbollón en el Departamento de Usulután, Corinto en Morazán y Cara Sucia en Ahuachapán.

El trabajo tuvo como objetivo general elaborar una propuesta metodológica para la creación y operación de un organismo de cuencas así como el diseño del mismo, acorde al entorno biofísico y socioeconómico de la subcuenca del río Cara Sucia en El Salvador.



Foto: SalvaNATURA

Panorámica del Parque Nacional El Imposible

Los objetivos específicos fueron los siguientes:

- Identificar y analizar experiencias de creación y operación de organismos de cuencas en América Latina.
- Analizar y sistematizar las experiencias de creación y operación de los organismos de cuencas, en las subcuencas de El Borbollón, San Simón y Corinto, en El Salvador.
- Caracterizar biofísica y socioeconómicamente, a partir de información secundaria, la subcuenca del río Cara Sucia, incluyendo la identificación de los actores que interactúan en la misma.
- Identificar los distintos problemas que enfrentan los actores en relación con los recursos naturales, así como el potencial de la subcuenca del río Cara Sucia.
- Proponer un esquema metodológico para la creación y operación de un organismo de cuencas en El Salvador.
- Determinar las diferentes funciones, estructura organizativa y posibles fuentes de financiamiento para un organismo de cuencas, en la subcuenca del río Cara Sucia.

Metodología

La metodología seguida se dividió en cuatro etapas básicas:

- **Información sobre experiencias de organismos de cuencas.** Se recopiló información de experiencias generadas por organismos de cuencas en Brasil, Colombia y México. Además, se analizaron las experiencias de organismos de cuencas en El Borbollón, San Simón y Corinto, en el entorno salvadoreño. También se evaluó un estudio del Comité Transitorio de Cuenca de la subcuenca del río Cara Sucia, para complementar la información a nivel local.
- **Caracterización e identificación de problemas y potencialidades de la subcuenca.** Se identificaron los actores que se interrelacionan dentro del territorio de la subcuenca. De forma simultánea, se recopiló la información necesaria para la caracterización socioeconómica y biofísica. Posteriormente, con la información obtenida se determinaron los problemas y potenciales de la subcuenca del río Cara Sucia.
- **Elaboración de la propuesta metodológica.** A partir de toda la información recolectada, revisión y análisis de experiencias regionales con organismos de cuencas, así como los avances y bases legales institucionales y operativas existentes en El Salvador, se desarrolló una propuesta metodológica que se pretende sirva de guía para la creación y operación de organismos de cuencas en El Salvador y, consecuentemente, para el diseño de un organismo de cuencas para la subcuenca del río Cara Sucia.
- **Diseño de un organismo de cuencas para la subcuenca del río Cara Sucia.** Sobre la base de las experiencias sistematizadas, las condiciones actuales del país para la creación de organismos de este tipo y de las necesidades más sentidas de la subcuenca, se diseñó un organismo de cuencas para la subcuenca del río Cara Sucia.

Resultados

Organismos de cuencas en países de la región latinoamericana

El proceso de creación de los organismos de cuencas se inicia con la promoción y disseminación de los principios de manejo y gestión de los recursos naturales entre usuarios del agua, gobiernos centrales y locales, centros de educación superior, agrupaciones sociales y organismos no gubernamentales que se encuentren en la jurisdicción de la cuenca. Un aspecto relevante es la identificación de prioridades para la posterior elaboración de un plan de manejo de los recursos naturales, así como también la clasificación de los usuarios del agua y el porcentaje de los recursos naturales que cada uno de estos grupos de usuarios utiliza. Se considera importante elaborar un acta de creación del organismo, en la que se incluya un grupo o comisión de seguimiento y evaluación de las actividades que se vayan desarrollando en torno a la consolidación de dicho organismo.

Entre las principales funciones que desempeñan los organismos de cuencas en los países de la región latinoamericana se tienen: el manejo de los recursos naturales de la subcuenca o unidad, el arbitraje en conflictos relacionados con el uso de los recursos naturales y en especial de los recursos hídricos, la aprobación y supervisión de la ejecución de los planes de manejo de los recursos naturales y la sugerencia de medidas encaminadas al cumplimiento de los mismos, la priorización de los problemas relacionados con los recursos hídricos y las actividades que deben ejecutarse para su posible solución, la promoción del uso múltiple del agua, y el establecimiento de mecanismos de obtención de recursos financieros para la sostenibilidad del organismo (CEPAL 2001).

En cuanto a la participación local en los organismos de cuencas, se suele tener la representación de: Gobierno Central, Estatal y Municipi-

pal con jurisdicción en la subcuenca; agencias civiles de manejo de los recursos naturales; usuarios de los recursos de la cuenca; sector privado; organismos no gubernamentales relacionados con el manejo de los recursos naturales.

Las fuentes comunes de obtención de fondos para alcanzar autonomía financiera y administrativa son: cobros por contaminación, cargos por uso de los recursos hídricos, porcentaje ambiental del impuesto a la propiedad (CEPAL 2001).

Los principales factores que entran en juego en la creación y funcionamiento de organismos de cuencas en la región latinoamericana son: la participación activa de los usuarios del agua y demás actores locales, la regulación excesiva que dificulta la participación, la existencia de conflictos por el uso de los recursos naturales y la necesidad de monitorear las actividades que realizan los organismos de cuencas (CEPAL 2001).

Organismos de cuencas en El Salvador

Los comités gestores de cuencas en El Salvador han surgido con el fin de buscar solución al elevado número de problemas relacionados con el uso y manejo de los recursos hídricos, tales como escasez, mala distribución y contaminación. La iniciativa de creación de los comités corresponde al Proyecto AGUA; sin embargo, es notorio el interés de los actores locales, como en la subcuenca del río San Simón, en la que se inició un proceso de concertación en 1998, para coordinar acciones encaminadas a la resolución de conflictos y problemas ambientales.

El proceso seguido en la creación de los comités gestores ha sido prácticamente el mismo en todos los sitios: (1) promoción del enfoque de cuencas entre comunidades e instituciones locales; (2) presentación de la propuesta de creación a través de reuniones y entrevistas; (3) actualización de la información biofísica y socioeconó-

mica de la subcuenca;(4) formulación participativa de un plan de trabajo en el que se contempla la creación de un organismo de cuencas, se jerarquizan los problemas ambientales y se plantean posibles soluciones;(5) creación del comité gestor, cuya legalización debería lograrse un año después de iniciar sus actividades.

La estructura organizativa de los comités es la siguiente:(1) Asamblea General, constituida por todos los actores locales con interés en los problemas ambientales; (2) mesa de asistencia técnica, conformada por instituciones no gubernamentales, gubernamentales y privadas que dan apoyo técnico al comité; (3) comisión de coordinación, que asume el liderazgo del comité y coordina las actividades de las comisiones. Las comisiones pueden ser las siguientes:

- Comisión de gestión de proyectos con otras instituciones.
- Comisión de comunicaciones, que promueve y coordina las actividades que realiza el comité.
- Comisión de resolución de conflictos, que busca soluciones legales a los conflictos de uso y manejo de los recursos naturales.
- Comisión de ejecución y seguimiento de proyectos que se gestionen a través del comité.
- Comisión de educación ambiental, que coordina la realización de capacitaciones, campañas y actividades ambientales.

En cada comité hay representantes de las fuerzas activas en la subcuenca: concejos municipales, comités de desarrollo, líderes comunitarios, organismos gubernamentales y no gubernamentales, sector privado. El comité de la subcuenca del río Cara Sucia, sin embargo, está conformado únicamente por representantes del sector comunitario. Las instituciones que más brindan apoyo a los comités son las alcaldías municipales, la Fundación Ecológica Salvadoreña (SalvaNATURA), la Fundación de Apoyo a los Municipios (FUNDAMUNI), el Sistema de



Subcuenca del río Cara Sucia, El Salvador

Foto: Jenny Berganza.

Asesoría y Capacitación para el Desarrollo Local (SACDEL), la Fundación de Estudios para la Aplicación del Derecho (FESPAD) y CARE-El Salvador.

Entre las funciones de los comités gestores están la ejecución del plan de trabajo, definición de la figura legal del organismo y del funcionamiento interno, ampliación de la participación local y mediación en conflictos por el uso de los recursos hídricos. Además, los comités gestores se encargan de gestionar la formulación de ordenanzas municipales relacionadas con la protección de los recursos naturales.

Características biofísicas y socioeconómicas de la subcuenca del río Cara Sucia

La subcuenca del río Cara Sucia abarca parte de dos áreas protegidas de El Salvador: el Parque Nacional El Imposible (PNEI) en la parte alta de la subcuenca, y el Complejo Barra de Santiago, en la parte baja.

El PNEI es de gran importancia ya que presenta la mayor diversidad de flora y fauna a nivel nacional; en él se encuentran especies de árboles nuevas para la ciencia, y muchas especies en peligro de extinción local. El Complejo Barra de Santiago recibe todos los impactos de las actividades humanas en la subcuenca y, al igual que en el PNEI, hay muchas especies en peligro de extinción. Ambas áreas corresponden al Corredor Biológico Mesoamericano; de hecho, el resto de la subcuenca está incluido en la propuesta de expansión del mismo. La diversidad biológica es muy variada en las áreas protegidas, y muy escasa en las zonas con presencia humana. Dentro de la subcuenca se encuentran sitios con potencial ecoturístico: un sitio arqueológico, la Laguna Gamboa y el Zanjón del Chino.

La red hídrica de la subcuenca está conformada por el río Cara Sucia y cuatro afluentes, los cuales nacen en territorio del PNEI; por eso,

el agua de éstos es de muy buena calidad. Al contrario, el río Cara Sucia atraviesa el casco urbano del cantón Cara Sucia, municipio de San Francisco Menéndez, por eso sus aguas poseen un alto grado de contaminación. En los ríos hay disponibilidad de agua, tanto en la época lluviosa como en la época seca, aunque el caudal disminuye casi a la mitad durante la estación seca. La red hídrica también está conformada por cinco quebradas, dos de las cuales presentan altos niveles de contaminación por el uso de agroquímicos. El caudal de estas quebradas queda reducido a una tercera parte durante el periodo seco, por lo que el acceso al agua para las comunidades cercanas se hace muy difícil.

Los tipos de suelo predominantes en la subcuenca son los clase VII (1684 ha) y VIII (835,5 ha), adecuados para manejo forestal y para zonas de preservación de flora y fauna, protección de áreas de recarga acuífera, reserva genética y belleza escénica.

La cobertura de infraestructura y servicios básicos en la subcuenca es muy baja; existen solamente en las zonas urbanas. La falta de acceso a energía eléctrica hace que los pobladores utilicen leña como fuente de energía, lo que a su vez trae consigo la deforestación indiscriminada en zonas que por sus características son de vocación forestal.

La situación de la salubridad también constituye un área que urge de intervenciones. No existen sistemas de tratamiento de desechos sólidos ni líquidos, ni programas de educación ambiental; por eso, la contaminación y los problemas ambientales están a la orden del día. Si bien se tiene un relleno sanitario, la falta de una instrucción adecuada a la población hace que no sea una solución efectiva a la contaminación ambiental.

La principal actividad económica en la subcuenca es la producción de granos básicos, que sumado a los riesgos asociados a la topografía, ha-

cen de la subcuenca una región de alta fragilidad económica. Se observa el uso de prácticas agroecológicas en una pequeña porción de la subcuenca, por lo que resulta necesario una mayor promoción de éstas, con el fin de que se de un uso más racional al suelo en el resto del área de la subcuenca.

Los actores locales de la subcuenca del río Cara Sucia pueden ser clasificados en tres grupos principales: comunitario, institucional y privado. La organización comunal no posee un esquema de gestión que le permita demandar servicios para beneficio comunal, ya que la mayoría de las organizaciones no poseen personería jurídica, razón por la que generalmente trabajan con proyectos que no corresponden a las necesidades propias de las comunidades. El sector institucional realiza actividades como educación, saneamiento, medicina preventiva, letrización, asistencia técnica, manejo de áreas protegidas y construcción de reservorios de agua. Sin embargo, la mayor parte de sus acciones se centran en las partes alta y media de la subcuenca, mientras que la parte baja por lo general queda relegada. El sector privado está conformado por comercios locales, comerciantes informales, instituciones bancarias cuyo interés por las actividades que benefician las condiciones ambientales es muy limitado, por lo que se hace necesario incrementar la promoción del enfoque de cuencas y la educación ambiental en general, en este sector o grupo de actores.

Los principales problemas ambientales que aquejan a la subcuenca del río Cara Sucia se relacionan con los recursos hídricos: abastecimiento insuficiente, contaminación de fuentes e inundaciones en la parte baja de la subcuenca. Las causas de estos problemas son la falta de educación ambiental, malas prácticas agrícolas, falta de aplicación de leyes ambientales, deforestación y uso inadecuado de la tierra. Es evi-

dente que los problemas ambientales de la subcuenca tienen un carácter antropocéntrico y sus consecuencias afectan directamente la calidad de vida de los mismos habitantes. Los problemas relacionados con el recurso suelo tienen que ver con la deforestación, erosión y degradación de los suelos; estos, a su vez, provocan problemas con los recursos hídricos, con lo que se genera un círculo vicioso de problemas, causas y consecuencias.

Propuesta metodológica para la creación de organismos de cuencas en El Salvador

El establecimiento de un organismo de cuencas puede ser promovido por las alcaldías municipales, por comunidades, o a través de proyectos globales como el Proyecto AGUA. Cualquiera que sea el nivel al que se proponga su creación, para concretarlo es necesario tomar en cuenta una serie de pasos que se enumeran a continuación (Figura 1):

1. Determinar la relevancia que tenga la cuenca, esto implica adquirir un conocimiento global de los problemas y potenciales de la cuenca, y del nivel de intervención humana. También es importante conocer los usos que se den a los recursos de la subcuenca y la extensión de la misma, ya que todos estos son factores determinantes para conformar o no un organismo de cuencas.
2. Identificar los principales actores locales y la manera en que las actividades que éstos realizan influyen en los recursos de la subcuenca. Se debe definir también el tipo de organismo que más conviene, dadas las condiciones de la subcuenca.
3. Iniciar una campaña informativa sobre la necesidad de crear un organismo que sirva como intermediario entre los usuarios de los recursos naturales y las instituciones relacionadas con su manejo. Este proceso debe de realizarse en for-

ma gradual tomando en cuenta el tipo de usuarios, así como la extensión de la cuenca. Es importante tratar de involucrar a todos los usuarios y no sectorizar, ya que se corre el riesgo de perder el concepto de integración. El contacto con los usuarios se da, por lo general, a través de entrevistas con los dirigentes o representantes de cada grupo de actores identificados. A nivel comunitario, en El Salvador existe un alto grado de organización, promovido por las Asociaciones de Desarrollo Comunitario (ADESCO) y los Comités de Desarrollo Local (CDL), quienes pueden colaborar en el proceso.

Se busca la congregación y participación de los actores locales a través de reuniones comunales, cabildos abiertos u otro tipo de reunión. Ésta es la parte más importante del proceso de creación, ya que en la actualidad en El Salvador el concepto de enfoque de cuencas no se encuentra arraigado entre la población.

4. Una vez que se ha conseguido la participación de por lo menos la mitad de los actores locales identificados se procede a formar una comisión de gestión y monitoreo para la creación del organismo. La creación debe realizarse democráticamente a través de una asamblea

general. Esta comisión debe encargarse de buscar las alternativas más viables para el establecimiento de un organismo, buscar apoyo técnico y financiero y fomentar la participación local. Es también necesario establecer un grupo asesor en manejo de los recursos naturales, conformado por representantes de instituciones gubernamentales y no gubernamentales con injerencia en la región, para que brinde apoyo durante todo el proceso de creación del organismo y posteriormente conforme una comisión permanente de asesoría técnica.

5. Elaborar una caracterización biofísica y socioeconómica de la cuenca con información lo más detallada posible, de manera que sirva para un posterior manejo de los recursos de la misma. Realizar un diagnóstico participativo para definir los problemas y potenciales del área. Con esto se hace más visible la situación de los recursos naturales de la cuenca y las necesidades más sentidas al respecto.

6. Elaborar un plan de trabajo para la comisión de gestión y determinar las principales funciones del organismo para esa cuenca específica. Junto con las funciones, se define la estructura organizativa y demás aspectos organizacionales, como periodicidad de reuniones, requerimientos logísticos, etc.

7. Identificar las fuentes financieras que posibiliten la sostenibilidad del organismo planificado y la ejecución de sus actividades. Por lo general, los ingresos financieros provienen de las tarifas que se cobran por abastecimiento de agua, o de un porcentaje cobrado a los sistemas de distribución de agua que se abastezcan de los recursos hídricos de la cuenca. Las donaciones pueden ser otra fuente de ingresos.

8. Para la consolidación legal se requiere asesoramiento (por ejemplo de FESPAD) desde el mo-

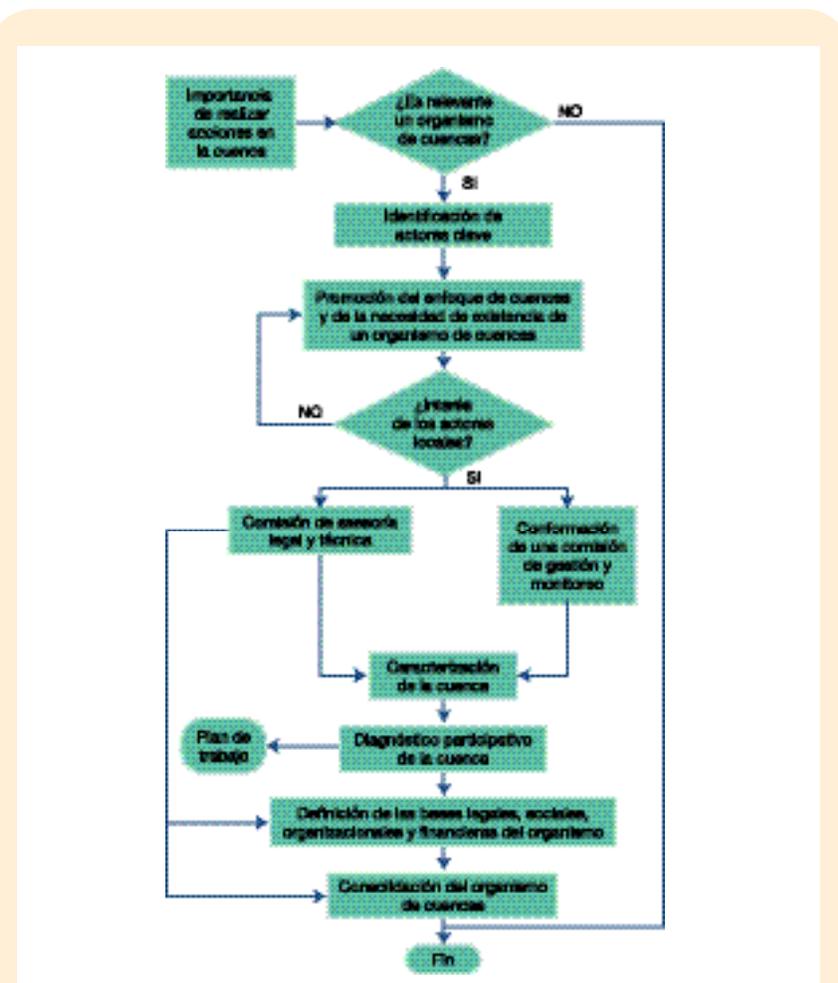


Figura 1. Proceso sistematizado para la creación de organismos de cuencas en El Salvador

mento en que se inicia la creación del organismo. Es importante que la estructura sea sencilla, tratando de que el organismo creado funcione como un ente coordinador entre la cantidad relativamente grande de instituciones que operan en las cuencas salvadoreñas, a fin de que den respuestas efectivas a las necesidades de la comunidad.

Diseño de un organismo de cuencas para la subcuenca del río Cara Sucia

En la subcuenca del río Cara Sucia ya existe un Comité Transitorio de Cuenca. Sin embargo, este Comité presenta ciertas debilidades: falta de representatividad de los actores de la subcuenca, estado legal no formalizado y falta de recursos financieros para su funcionamiento. Por esta razón se propone el diseño de un organismo de cuencas con una estructura, organización, funciones y aspectos legales definidos. Debido a que la mayoría de problemas en la subcuenca del río Cara Sucia están relacionados con los recursos hídricos, el tipo de entidad más adecuado es un organismo de aguas que administre el uso múltiple del agua y el manejo de los recursos naturales con fines de protección y conservación de la calidad del agua y el control de

fenómenos extremos, ya que así se genera una menor competencia con las autoridades nacionales y locales (Dourojeanni 1997). La finalidad primordial de este organismo debe estar centrada en la coordinación de las actividades de las instituciones existentes en la zona. Esto trae consigo un mejor aprovechamiento de las actividades y recursos pues disminuye la dispersión de recursos financieros, humanos y técnicos en actividades que, por separado, no facilitan la visualización de las repercusiones positivas para la subcuenca.

Entorno legal. El organismo de cuencas para la subcuenca del río Cara Sucia puede ser establecido por medio de una ordenanza municipal, previa realización de un cabildo abierto en el que participen los miembros del Concejo Municipal para legalizar el comité. Varios son los factores que facilitan esta opción de creación: (i) la subcuenca está localizada entre dos municipios, Tacuba y San Francisco Menéndez; sin embargo, la parte correspondiente a Tacuba es netamente área protegida y su manejo está a cargo de SalvANATURA; (ii) el Código Municipal establece que es competencia de los municipios: la aprobación y desarrollo de programas de salud, saneamiento ambiental, prevención y

combate de enfermedades; la promoción de la participación ciudadana responsable en la solución de los problemas locales; el incremento y protección de los recursos naturales renovables, así como cualquier otra actividad orientada a lograr el bien común local; (iii) a nivel municipal existe un mayor poder de convocatoria, lo que facilita la participación de usuarios e instituciones.

Estructura y organización. El organismo, debido a las actividades que se pretende que desempeñe, puede ser denominado “Comité de Coordinación y Gestión de la Subcuenca del Río Cara Sucia”. La conformación del Comité podría ser la siguiente: (1) Asamblea General; (2) Consejo Directivo: Presidente, Vicepresidente, Secretario y Tesorero; (3) Comisión de Gestión; (4) Comisión de Ejecución de Proyectos; (5) Comisión de Educación Ambiental; (6) Comisión de Asuntos Legales (Figura 2).

Funciones. (1) elaborar y ejecutar planes y programas orientados a conservar, restaurar, mejorar e incrementar los recursos hídricos de la subcuenca; (2) prevenir la ocurrencia de desastres naturales, a través de la identificación de áreas vulnerables y de la coordinación de planes de contingencia con las instancias adecuadas; (3) promover la participación de todos los sectores sociales de la subcuenca; (4) promover la realización de actividades de educación ambiental y de forestación y reforestación de zonas degradadas; (5) gestionar con las entidades competentes para que se establezcan y ejecuten las medidas necesarias para evitar la contaminación o el uso inadecuado de los recursos hídricos; (6) asesorar y apoyar las acciones legales y materiales que tengan como fin impedir que se realicen vertidos que alteren el equilibrio físico, químico, biológico y ecológico de los recursos hídricos de que dispone la subcuenca, así como impedir toda acción humana que perturbe el medio am-

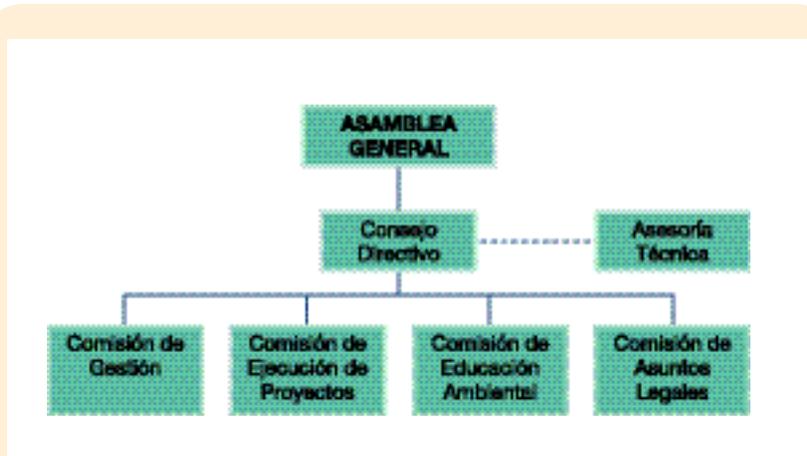


Figura 2. Organigrama propuesto para un organismo de cuencas en la subcuenca del Río Cara Sucia

biente en la misma; (7) integrarse con otras organizaciones similares en esfuerzos conjuntos para el logro de los objetivos.

Participación local y apoyo institucional. Los miembros del comité pueden ser representantes del Concejo Municipal, instituciones de servicio públicas y privadas, asociaciones cooperativas y comunales que tengan propósitos afines a los del comité y operen en el área de la subcuenca; dependencias del Gobierno Central y empresas privadas (industrias, comercios, instituciones financieras) ubicadas dentro del área de la subcuenca. Se debe procurar la participación de todos los actores cuyas actividades se encuentran enfocadas en el área de la subcuenca.

Entre las entidades que existen actualmente, tanto dentro como fuera de la cuenca, que pueden brindar apoyo a las tareas del comité están: la Asociación de Cooperativas Agrícolas Integradas (ACOPAI), Centro Nacional de Tecnología Agropecuaria y Forestal (CENTA), SalvaNATURA, FESPAD, Proyecto MARLAH (Manejo del Riesgo Local en Ahuachapán), MARN, Ministerio de Educación (MINED), Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social (MSPAS) y la Alcaldía Municipal de San Francisco Menéndez (Cuadro 1).

Fuentes financieras. Las principales fuentes de ingresos para el comité son las siguientes: aportes anuales del Concejo Municipal, subsidios provenientes del Estado, ingresos provenientes de actividades para recaudar fondos y colocación de recursos económicos en el sistema financiero, ingresos provenientes de la aplicación de ordenanzas que tengan relación con el manejo de los recursos naturales, recursos que se obtengan de donaciones de instituciones de cooperación externa, explotación del potencial ecoturístico con el que cuenta la subcuenca.

Cuadro 1.
Instituciones de apoyo en la subcuenca del Río Cara Sucia

INSTITUCIÓN	ACTIVIDADES A COORDINAR
ACOPAI	Asistencia técnica
Alcaldía	Proyectos de carácter social, recursos financieros, creación de reglamentos especiales, actualización de información socioeconómica
CENTA	Asistencia técnica sobre cultivos y agricultura conservacionista, actualización de información biofísica y socioeconómica
MINED	Educación ambiental en centros educativos, actualización de información socioeconómica
FESPAD	Asesoría legal
MSPAS	Saneamiento ambiental, disposición adecuada de excretas y aguas servidas, eliminación y control de contaminación del agua, actualización de información biofísica y socioeconómica
MARLAH	Coordinación del monitoreo del sistema de alerta temprana para la reducción de daños por desastres naturales
MARN	Ejecución de legislación ambiental, actualización de información biofísica
SalvaNATURA	Educación ambiental, manejo de las áreas protegidas, asistencia técnica sobre aspectos ambientales

Conclusiones

- El análisis de experiencias de organismos de cuencas en la región latinoamericana es un insumo fundamental, ya que a partir de ellas se pueden encontrar similitudes y diferencias que sirvan de modelo para la realidad salvadoreña.
- Es indispensable sistematizar las experiencias nacionales con organismos de cuencas. Si bien estas son relativamente nuevas, son un claro ejemplo de los éxitos y fracasos del trabajo en las condiciones institucionales y legales de El Salvador en la actualidad.
- Los principales factores que deben ser considerados para la creación y funcionamiento de organismos de cuencas son: asegurar la

participación de los usuarios de los recursos naturales y demás actores locales, evitar la regulación excesiva ya que esto dificulta la participación, llevar un monitoreo de las actividades que llevan a cabo los organismos de cuencas.

- En el entorno salvadoreño, los organismos creados deben encargarse solamente de la administración del uso múltiple del agua y el manejo de los recursos naturales de la cuenca con fines de protección y conservación de la calidad del agua y el control de fenómenos extremos. De esta forma se evitan conflictos de competencia con las autoridades e instituciones nacionales y locales que se encargan del manejo de los recursos naturales.

Literatura citada

- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe, CL). 2001. Water management at the river basin level: challenges in Latin America. Santiago, CL. 79 p. (Serie Recursos Naturales e Infraestructura)
- Consortio AGUA. 1999. Presentación del Proyecto AGUA: Acceso, gestión y uso racional del agua. San Salvador, CARE / SACDEL / FUNDAMUNI / SalvaNATURA. 4 p.
- Dourojeanni, A. 1997. Procedimientos de gestión para un desarrollo sustentable aplicables a municipios, microrregiones y cuencas. Santiago, Chile, CEPAL. 72 p. (Serie Medio Ambiente y Desarrollo).
- PRISMA (Programa Salvadoreño de Investigación sobre Desarrollo y Medio Ambiente). 2001. La gestión del agua en El Salvador: desafíos y respuestas institucionales. San Salvador, SV. 61 p.
- Vásquez, R.; Mestre, E. 2002. Consultoría para apoyar la creación de organizaciones de cuenca en El Salvador: Antecedentes y premisas básicas. San Salvador, SV. 24 p.

Propagación del burío

Un recurso no maderable del bosque tropical, útil para el procesamiento de dulce y azúcar orgánicos

Ana María Gutiérrez Uribe
Universidad Nacional de Colombia,
Sede Medellín
amgutieru@unalmed.co

Francisco Mesén Sequeira
fmesen@hotmail.com
fmesen@costarricense.cr

Róger Villalobos Soto
CATIE.rvillalo@catie.ac.cr

El burío (*Heliocarpus appendiculatus*) está considerado entre las especies de plantas que merecen una propuesta de domesticación en Costa Rica.



Resumen

El mercado mundial de edulcorantes naturales está incrementando la demanda del azúcar orgánico. Esta es una oportunidad para los productores de dulce y azúcar de caña orgánicos que utilizan el mucilago del tallo y las raíces de burío (*Heliocarpus appendiculatus*) como floculante para la clarificación o limpieza de los jugos de caña, sin el uso de polímeros sintéticos importados. En este trabajo se evaluó la propagación del burío por semillas, estacas y acodos.

Se encontraron diferencias en la germinación de semillas de las fuentes identificadas de Santiago de Paraíso (1450 msnm), CATIE (600 msnm), Platanillo o Tayutic (1100 msnm) y Matina (50 msnm). El material de Santiago de Paraíso produjo la mejor germinación (62,3% para semillas extraídas y 50,3% para semillas dentro del fruto). La regeneración natural parece la mejor alternativa para asegurar el uso sostenible del burío, el cual produce más de medio millón de semillas por árbol.

Para las estacas, en propagadores de sub-irrigación, el mejor porcentaje de enraizamiento (33%) se obtuvo en arena y con 0,3% (P/V) de ácido indol-3-butírico (AIB) disuelto en metanol puro aplicado a la base de la estaca, bajo polietileno transparente y sombreado hasta lograr una radiación fotosintéticamente activa (RAFA) de $78 \mu\text{ moles/m}^2/\text{seg}$, en promedio.

Para los acodos, el musgo y el aserrín fueron los mejores sustratos para el enraizamiento (53%) y producción de raíces. Sin embargo, se debe investigar más esta alternativa de propagación, ya que ningún acodo sobrevivió al trasplante en bolsas.

Palabras claves: *Heliocarpus appendiculatus*; propagación de plantas; semillas; germinación; pregerminación; acodo; poder germinativo; propagación vegetativa; azúcar orgánico; edulcorantes; productos forestales no maderables.

Summary

Propagation of burio. A non-timber resource from the tropical forest, use ful for the processing of organic non-centrifugal and refined sugar cane. The world market of natural edulcorants is increasingly demanding organic sugar. This is an opportunity for organic sugar cane producers who use shoot and root burío mucilage (*H. appendiculatus*) as a flocculant for juice clarification, instead of imported polymeric additives. In this work we assessed the burío propagation by seed, cutting and air layering.

Differences were found in the germination of seeds from four identified sources: Santiago de Paraíso (1450 masl), CATIE (600 masl), Platanillo or Tayutic (1100 masl) and Matina (50 masl). Santiago de Paraíso seeds showed the best results at nursery (62,3% for clean seeds and 50,3% for seeds inside the fruits). Natural regeneration seems to be the best alternative for ensuring a sustainable use of burío, which can produce more than half a million seeds per tree.

The best rooting percentage for cuttings in non-mist propagators (33%) was obtained in sand with 0,3% (W/V) of indol-3-butiric acid (IBA) dissolved in pure methanol applied to the cutting base, under clear polyethylene and shaded to obtain a mean photosynthetic active radiation (PAR) of $78 \mu\text{ mol/m}^2/\text{seg}$.

In air layering, moss and sawdust were the best substrates for rooting (53%) and root production. Nevertheless, additional research is required, since none of the air layerings survived after planting in bags.

Keywords: *Heliocarpus appendiculatus*; seeds; germination; pregermination; air layering; germination power; vegetative propagation; organic sugar; edulcorantes; non-wood forest products.

La corteza del tallo y las raíces del burío (*Heliocarpus appendiculatus* Turcz.) se utilizan en las zonas cañeras húmedas de Costa Rica para la clarificación o descachace de los jugos de caña para la elaboración del dulce de tapa¹. Los agentes clarificadores actúan como floculantes para aglutinar sólidos en suspensión, coloides y algunos compuestos colorantes y precursores de color, con lo que se obtiene un jugo de buena calidad (CIMPA 1992). El proceso de clarificación es crítico e influye en el precio de venta del azúcar y dulce orgánicos; en mayo del 2002, los precios oscilaban entre 20 y 42 US\$/50 kg². En el caso del dulce, el peso de este proceso dentro del costo total de la molienda es de 0.3%, sin considerar costos administrativos, financieros, ni de ventas³.

El mucílago natural obtenido del burío y otras especies es aceptado en la producción orgánica. Entre los mucílagos del burío también existen diferentes calidades, pero se prefiere el mucílago transparente al rojizo y la corteza que no se astilla al macerarlo⁴. Sin embargo, no está claro si las diferentes calidades del mucílago son consecuencia de factores ambientales, factores fisiológicos o si se trata de una característica genética⁵. En este estudio no se tuvo en cuenta la calidad del mucílago de los árboles semilleros, y en la preparación de las estacas siempre se observó un mucílago transparente.

Aunque el burío no es una especie amenazada actualmente, es importante iniciar investigaciones tendientes al manejo sostenible de este recurso nativo para evitar la escasez de su corteza y garantizar el abastecimiento de este nuevo mercado de productos orgánicos que está creciendo entre 5 y 40% anualmente

(ITC 1999, citado por Willer y Yusefi 2001). El burío está considerado entre las especies de plantas que merecen una propuesta de domesticación en Costa Rica (Ocampo 1994), aunque también se podría inducir la regeneración del *H. appendiculatus* en bosques secundarios cercanos a los trapiches. Este estudio pretendió evaluar diferentes alternativas para propagar el burío y así garantizar un suministro constante de corteza.

Metodología

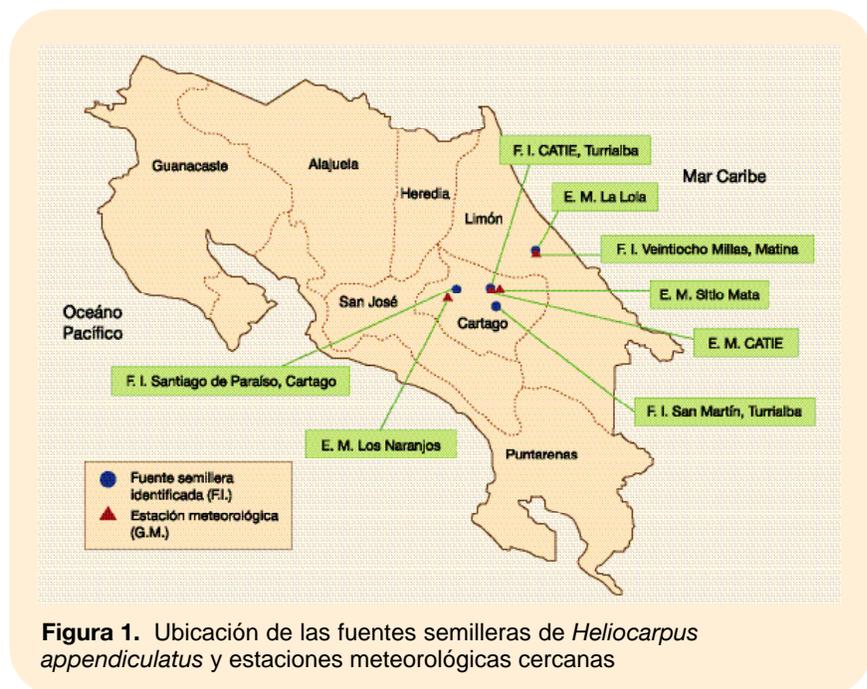
Propagación por semillas

Germinación en el vivero de semillas provenientes de cuatro fuentes

Para el estudio se colectaron semillas en cuatro sitios diferentes (Figura 1), y se formaron cuatro lotes por mezcla de frutos en partes iguales por peso de cada árbol (Kemp 1979). Los detalles de los lotes se presentan en el Cuadro 1. Se utilizó el tratamiento pregerminativo de extracción de semillas de la

cápsula y un control. La extracción de semilla se hizo por el método de Hernández (1989), que fue el más efectivo de los diez tratamientos pregerminativos ensayados en un experimento previo. Este consiste en mezclar 8 g de frutos con agua corriente en un vaso de 4 oz para licuadora casera durante 8 segundos, a máxima velocidad y secarlos al aire. El tratamiento de control se realizó para comprobar si la cápsula impone una latencia aparente de la semilla (Vázquez-Yanes 1976), la cual al parecer no es ni fotorregulada ni termorregulada, sino de otro tipo desconocido (Figuroa y Vázquez-Yanes 2002).

Para el análisis de la germinación se utilizó un diseño de parcelas con tres sustratos (arena, tierra y arena:tierra 1:1) y ocho tratamientos producto de la combinación de la eliminación o no de la cápsula que envuelve la semilla: cuatro fuentes identificadas y cuatro repeticiones



¹ *Non centrifugal sugar cane*, panela, rapadura, chancaca, gur.

² Tomás Madriz, Administrador de los cultivos de caña en la Hacienda del Ingenio Juan Viñas, Costa Rica. Comunicación personal.

³ Ing. Felipe Ortuño, socio de la empresa As-Sukkar S.A., productora y exportadora del dulce orgánico. Platanillo, Costa Rica. Comunicación personal.

⁴ Don Rodolfo Sojo, Trapiche de Tres Equis; Don Ruperto Maroto, descachazador en el Trapiche de las Vueltas de Tucurrique; Don Miguel Sojo, descortezador en As-Sukkar S.A. y Don Juan Ramon Umaña, descortezador retirado. Comunicaciones personales.

⁵ Dr. Manuel Guariguata, Secretariat of the Convention of Biological Diversity Montreal, Canadá. Comunicación personal.

Cuadro 1.

Características de los lotes de semillas utilizados para el ensayo de germinación de burío (*Heliocarpus appendiculatus*), vivero forestal de Cabiria, CATIE, 2002

Condiciones de los lotes de semillas	Fuente identificada (localidad)			
	Santiago de Paraíso, Cartago	Platanillo (Tayutic), Turrialba, Cartago	CATIE, Turrialba, Cartago	Veintiocho Millas, Matina, Limón
Altura (msnm)	1450 msnm	1100 msnm	600 msnm	50 msnm
Fecha de recolección (m/a)	Dic/2001	Dic/2001	Feb/2002	Feb/2002
Número de árboles cosechados	6	9	10	8
Frutos recién cosechados				
Contenido de humedad	49,2%	--	30,4%	46,2%
Cantidad de frutos puros/kg	122 579		294 204	296 648
Frutos al momento del almacenamiento				
Contenido de humedad al inicio del almacenamiento	13,6 %	11,8 %	12,8 %	12,6 %
Cantidad de frutos puros/kg	218 198	274 348	311 139	296 033
Cantidad de frutos puros /kg con impurezas de la colecta	199 005	253 743	298 063	287 439

por tratamiento. El ensayo se realizó en el vivero forestal del CATIE entre el 21 de marzo y el 20 de abril de 2002. Los recuentos se hicieron diariamente durante 21 días y luego cada tres días hasta el día 30.

Cosecha de frutos por árbol

En Matina se realizó un ensayo adicional para determinar la cantidad de frutos producidos al cosechar un cuarto del área de copa de tres árboles y pesando inmediatamente los frutos verdes y maduros. A cada árbol se le hicieron las pruebas de rutina del ISTA (1996).

Propagación vegetativa

Los experimentos se establecieron en el vivero forestal de la finca Cabiria del CATIE. Estos ensayos se realizaron con una sola fuente de material, proveniente de los alrededores del CATIE. Todos los árboles presentaban hojas y rebrotes, sin flores ni frutos.

Efecto de la longitud de estaca, formas de aplicación del AIB y radiación solar

Se emplearon las estacas apicales de cuatro árboles con diámetros entre 6,7 y 28,8 cm y alturas entre 4 y 15

m. Se utilizó un diseño experimental de bloques completos al azar en un arreglo factorial formado por cuatro longitudes de estacas (6, 14, 22 y 30 cm) y siete tratamientos: aplicación de ácido indol-3-butírico (AIB) al 0,3% (P/V) disuelto en agua destilada; metanol al 25%, 50%, 75% ó 100%, o mezclado en una base de talco y un control de agua destilada sin AIB. En dos propagadores de sub-irrigación (Leakey *et al.* 1990) se impusieron dos condiciones de luz (bloques) con plástico blanco o transparente, bajo sombra a 2 m de altura (radiación fotosintéticamente activa (RAFA) promedio dentro del propagador de 78 y 43 μ moles m^{-2} seg^{-1} , con máximas de 476 y 219 m moles m^{-2} seg^{-1} , respectivamente). Estas condiciones de luz no fueron aleatorias, por lo que no aparecen en el modelo.

La proporción de estacas de cada árbol fue igual para las cuatro longitudes establecidas y los tratamientos se aplicaron al azar. En cada estaca se dejó sólo 30 cm^2 de una lámina foliar, se sumergió su base en la solución por un segundo y se secó con un ventilador por 3 minutos antes de ser sembrada en arena:aserrín (1:1) dentro de los propagadores.

Efecto de tres sustratos en el enraizamiento de los acodos

Se emplearon 15 árboles con diámetros entre 5,8 y 55,5 cm y alturas entre 4 y 25,5 m. A cada árbol y en ramas escogidas al azar se hicieron tres acodos. Se hizo un anillo en la corteza de 8 cm de longitud, se aplicó AIB al 0,3% en una base de talco y el sustrato (musgo, aserrín o estopa⁶) se envolvió con plástico. Las ramas laterales se podaron por encima del anillo.

Resultados y discusión

Germinación en el vivero de semillas provenientes de cuatro fuentes

Hubo diferencias en la germinación de las fuentes identificadas, con y sin extracción de la semilla e interacciones significativas entre fuentes y material utilizado. No hubo diferencias significativas en cuanto al tipo de sustrato. La semilla de Santiago de Paraíso fue la que mejor germinó (62,3%). Estas semillas fueron las más pesadas (Cuadro 1) y posiblemente las más maduras. Las semillas de las fuentes de Platanillo y CATIE germinaron cerca de 50% y Matina 24% (Figura 2a). Dentro de cada fuente, los promedios de germina-

⁶ estopa: sobrantes de hilo de algodón enredados.

ción con el tratamiento pregerminativo siempre fueron superiores a los promedios de las semillas con su cápsula. Aunque la germinación de semillas de Platanillo y CATIE fueron similares, en el tratamiento de control fueron de 44,3% y 26,4%, respectivamente (Figuras 2a y 2b).

En ensayos preliminares aplicando diferentes tratamientos pregerminativos a un primer lote de semillas de Santiago de Paraíso, la extracción de semillas por el método de Hernández (1989) resultó cinco veces superior al control, mientras que las diferencias en este ensayo son más estrechas. Estos resultados confirman que la cápsula restringe la germinación (Vázquez-Yanes 1976), pero no está claro si la cápsula pierde esta capacidad paulatinamente, si las diferencias en la germinación se deben a un periodo de post-maduración de las semillas, o si existe una interacción entre ambos factores. Eventualmente, factores ambientales que afectaron a las plantas madres durante la formación de las semillas también podrían influir en la viabilidad después de la recolección de los frutos (Mayer y Poljakoff-Mayber 1975).

En un ensayo de germinación en el laboratorio, donde se probaron diferentes combinaciones de luz, temperatura y sustrato, más de la mitad de los valores de germinación estadísticamente superiores correspondieron a las condiciones controladas aplicadas a las semillas extraídas de Santiago de Paraíso. Sin embargo, no se puede afirmar que la zona de Santiago de Paraíso es la mejor fuente de semillas, pues un solo sitio identificado en unas condiciones ambientales específicas no es suficiente para llegar a esta conclusión.

Cosecha de semillas por árbol y regeneración natural

Técnicamente, la extracción de las semillas es la mejor opción para propagar el burío, pero los costos y riesgos de cosechar directamente

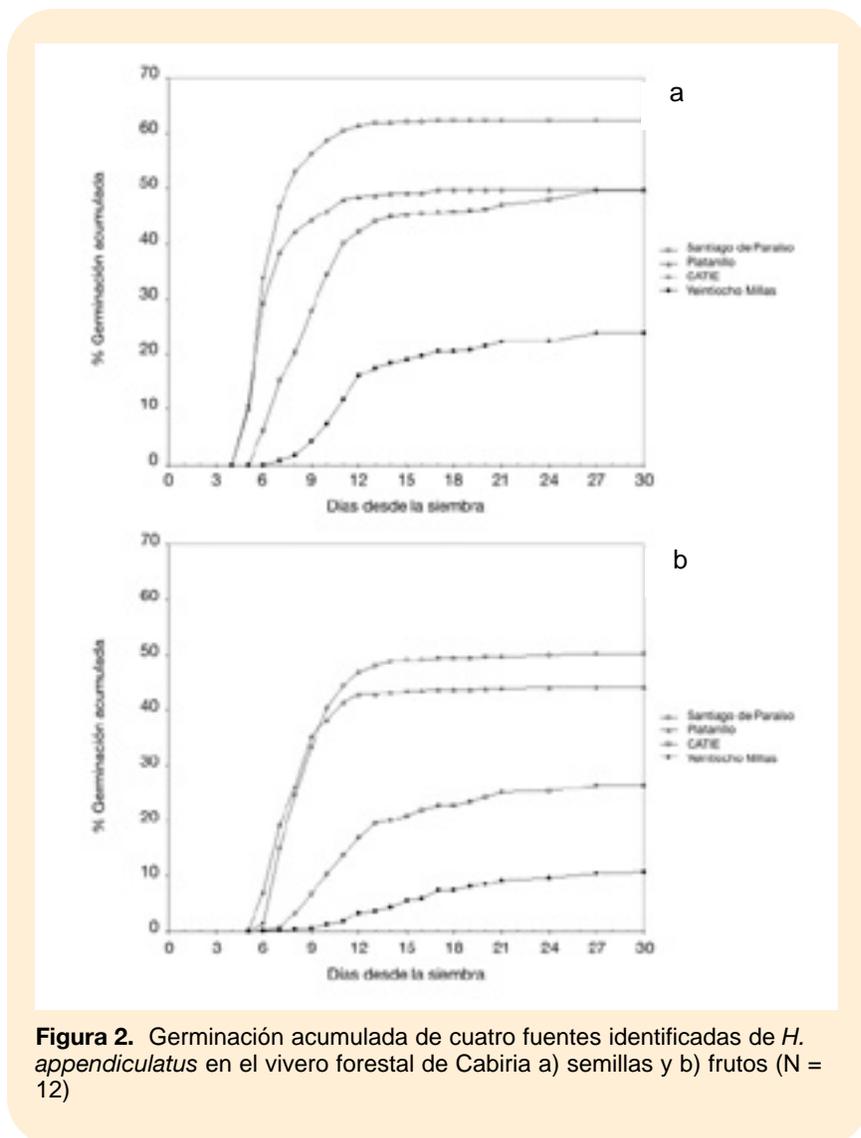


Figura 2. Germinación acumulada de cuatro fuentes identificadas de *H. appendiculatus* en el vivero forestal de Cabiria a) semillas y b) frutos (N = 12)

los frutos de los árboles en pie pueden ser altos, dada la baja densidad de su madera (entre 0,1 y 0,3 g/cm³) (McDonald *et al.* 1995). Otra opción sería cosechar los frutos al momento de talar los árboles, pero gran parte de los frutos se desprenden antes de que el árbol caiga. Tres árboles en Veintiocho Millas, Matina (50 msnm) produjeron en promedio una cosecha de 500 000 frutos. Con 10,75% de germinación de semillas dentro de la cápsula, se obtendrían aproximadamente 55 000 plántulas por árbol. Por la abundancia de plántulas estimada - sin considerar la sobrevivencia- la

regeneración de esta especie no parece estar amenazada.

Otra alternativa podría ser favorecer la regeneración de la especie en los bosques secundarios, pero es necesario evaluar la sensibilidad de la semilla al fuego.

En el laboratorio, ninguna semilla de la fuente de Santiago de Paraíso (1450 msnm) germinó después sumergirlas hasta por 30 segundos en agua a punto de ebullición; no obstante, en un ensayo similar Vázquez-Yanes (1976) obtuvo una germinación del 65% con semillas recién cosechadas y sumergidas por un minuto.

Propagación por estacas y acodos

No se encontró ningún trabajo previo relacionado con la propagación vegetativa de *H. appendiculatus* ni en árboles de la familia de las tiliáceas, por lo que la discusión de los resultados se apoya en los hallazgos realizados en otras especies del orden de las Malvales.

Enraizamiento de estacas

La longitud de las estacas y la forma de aplicación de la hormona no interactuaron sobre la sobrevivencia, enraizamiento y número de raíces de las estacas. A diferencia de otras especies, como *Triplochiton scleroxylon* (Leakey y Mohammed 1985), la longitud no mostró un efecto importante sobre el porcentaje de enraizamiento pero sí sobre la sobrevivencia: a mayor longitud, mayor sobrevivencia (Figura 3). La mayor irradiación mejoró la sobrevivencia, como ocurre también con el cacao (Odegbaro y Adedipe 1986). Las estacas de 30 cm de longitud en propagadores de sub-irrigación con RAFA promedio de $78 \mu\text{ moles/m}^2/\text{seg}$ presentaron una sobrevivencia de 77%.

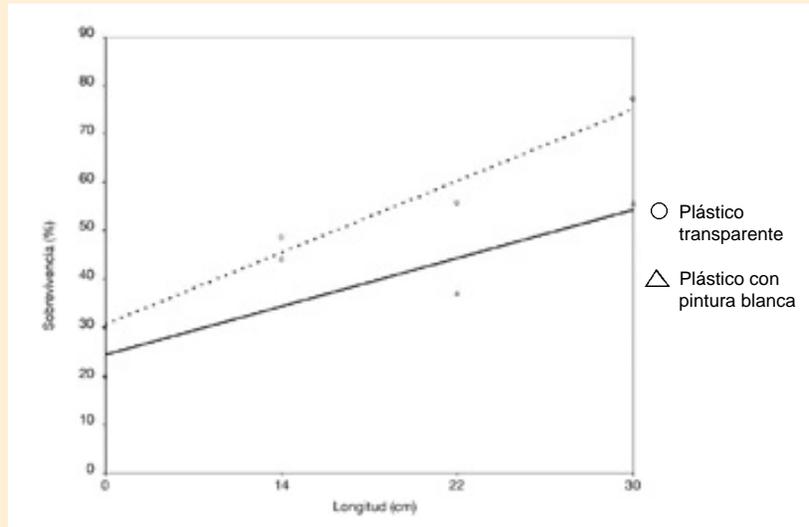


Figura 3. Sobrevivencia de estacas de burío (*H. appendiculatus*) en función de la longitud, bajo dos condiciones de irradiación

Aplicando el AIB 0,3% (P/V) en metanol puro se obtuvo el mayor porcentaje de enraizamiento: 33% (Figura 4) y el mayor número promedio de raíces por estaca (8,5) un mes después del establecimiento. Se sugiere utilizar estacas de 30 cm de longitud.

El enraizamiento y número de raíces obtenido bajo las dos irradiaciones ensayadas fueron diferentes (plástico transparente y plástico con

pintura blanca). Para el pilón (*Hye-ronima alchornoides*), la relación positiva y directa de la radiación solar con el enraizamiento fue el factor más importante para asegurarlo (Núñez 1997). Es conveniente probar mayores exposiciones a la luz, pues se ha encontrado que el enraizamiento se acelera muy por debajo del punto de saturación lumínica (Leakey 1985) y que fue de 500μ

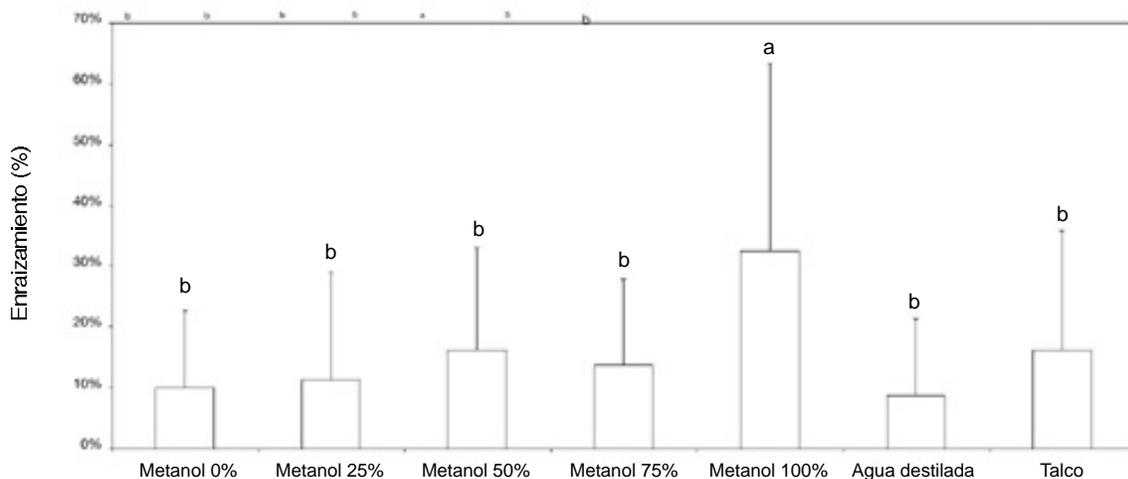


Figura 4. Porcentaje de enraizamiento de estacas de burío (*H. appendiculatus*) en propagadores de sub-irrigación, en respuesta a tratamientos hormonales. La línea vertical representa la desviación estándar. Barras con la misma letra no difieren significativamente

moles/m²/seg de RAFA, para plántulas de burío en macetas y aclimatadas a la sombra (Fetcher *et al.* 1987).

En muchas de las estacas, enraizadas y sin enraizar, se observó la presencia de callosidades de las cuales no se desarrollaban las raíces; aunque la formación del callo es una etapa previa al enraizamiento, este no asegura la formación de raíces (Haissig 1986). Las raíces se formaron a partir de protuberancias desarrolladas de las lenticelas en la base de las estacas sanas (Figura 5).

El hecho de mezclar las estacas de diferentes árboles para la aplicación de los tratamientos, no permite determinar si existen diferencias en cuanto a enraizamiento entre árboles individuales, ya que se utiliza material de varios árboles de regeneración natural, entre los que se espera encontrar una alta variabilidad genética (Mesén *et al.* 1997 y 2001). El 72,5% de las estacas utilizadas fueron tomadas de dos de los cuatro árboles utilizados (28,8 y 27,2 cm de diámetro), con características diferentes de lo que se considera material juvenil (Mesén 1998).

La presencia de mucílago puede haber ocasionado la cavitación (embolias) de los elementos del xilema (Loach 1977), pues su hidratación provoca un incremento de la presión osmótica en las células de la savia (Kramer y Koslowski 1979), lo que impide la entrada de agua y del AIB aplicado. Los mucílagos hacen parte de la matriz que rodea las paredes celulares (Salisbury y Ross 1992), y son carbohidratos poliméricos cuya cadena principal está formada por azúcares como manosa, entre otras (Rehm y Espig 1991). En las plantas madres de algunas especies, la manosa inhibe la actividad de las enzimas relacionadas con la formación de raíces (Haissig 1986). El tratamiento con AIB disuelto en metanol puro pudo haber superado en parte este obstáculo y por eso se obtuvo el mejor resultado de enraizamiento.



Figura 5. Detalle de la raíz y lenticelas



Figura 6. Desarrollo exagerado del tejido parenquimático en respuesta de los acodos de burío a la aplicación del AIB (0,3% P/V)

Efecto de sustratos en el enraizamiento de acodos aéreos

No hubo diferencias en el porcentaje de enraizamiento entre los árboles (bloques), a pesar de la variedad de sus tamaños. El tipo de sustratos provocó diferencias en el enraizamiento: 53,3% para musgo y aserrín y 13,3% para estopa, pero no incidió sobre el número de raíces. En acodos de cacao se prefiere el musgo como sustrato, porque conserva mejor la humedad (Guerra 1951). A pesar de estos resultados, la propagación por acodos requiere mayor investigación, pues ningún acodo sobrevivió al ser trasplantado en bolsa.

En dos meses, los acodos enraizados y no enraizados cicatrizaron el anillo de 8 cm de longitud, formando una callosidad abultada (Figura 6), producto del alto contenido de parénquima, que también es el tejido responsable del desarrollo de raíces adventicias (Flores-Vindas 1999). La aplicación del AIB promueve aun más ambos procesos (Salisbury y Ross 1992).

Conclusiones

Por los resultados obtenidos hasta ahora, puede decirse que técnicamente la propagación por semillas

es la mejor alternativa para propagar el burío, pero sus resultados no son halagadores para pensar en el almacenamiento de los frutos. Sin embargo, se encontraron muchas diferencias entre los sitios identificados y la recolección de semilla de los árboles en pie fue riesgosa. Además, valores de germinación por debajo del 70% no son aceptables para almacenar las semillas y por lo tanto la recolección periódica es más costosa. La propagación por estacas sería la mejor alternativa en sitios donde comienza a haber escasez de fuentes de corteza. Esto no significa abandonar la propagación por semillas, particularmente para enriquecer los sitios donde se encuentren poblaciones con buena calidad de mucílago. Debido a que este árbol pertenece al gremio de las heliófitas efímeras, debería investigarse si favorecer la regeneración natural en bosques secundarios y claros grandes del bosque, naturales o producto del aprovechamiento, es una alternativa que permita la sostenibilidad de este recurso en áreas cercanas a trapiches⁷.

Es importante, además, determinar en un estudio poblacional si las calidades del mucílago se deben a

⁷ Molino para extraer el jugo de los tallos de la caña de azúcar.

factores genéticos, ambientales o fisiológicos. La propagación vegetativa sería una opción, si se establece que la calidad del mucílago está definida genéticamente.

Para ensayos futuros con estacas, sería conveniente determinar la concentración de AIB apropiada para esta especie, y seleccionar los individuos con características más homogéneas. Debido a la alta susceptibilidad del burío a la marchitez, la recolecta de material se debe hacer en días nublados o en las horas más

frescas del día. Las ramas y estacas se deben mantener húmedas con un atomizador durante la preparación y no sumergirlas en agua como se hace normalmente, para evitar la hidratación del mucílago y la formación de una barrera para la entrada del AIB. Con el material utilizado para la propagación vegetativa y bajo las condiciones ensayadas, se determinó que la especie es de difícil enraizamiento, a causa de la presencia de mucílago, por lo que resulta necesario ajustar más las condicio-

nes ensayadas para superar estos obstáculos. 🌱

Agradecimientos

La primera autora agradece a CATIE y a la ITTO por la oportunidad de continuar su formación profesional y personal con la beca otorgada. A las empresas As-Sukkar S.A. e Ingenio Juan Viñas S.A. por su apoyo económico para esta investigación; muy especialmente al Ing. Felipe Ortuño por la promoción del proyecto y la iniciación de un uso sostenible del burío.

Literatura citada

- CIMPA (Centro de Investigación en Caña Panelera, CO). 1992. Manual de elaboración de caña panelera y otros derivados de la caña de azúcar. Barbosa, Colombia. 187 p.
- Fetcher, N; Oberbauer, SF; Rojas, G; Strain, BJ. 1987. Efectos del régimen de luz sobre la fotosíntesis y el crecimiento en plántulas de árboles de un bosque lluvioso tropical de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 35 (Supl.1):97-110.
- Figueroa, JA; Vázquez-Yanes C. 2002. Efecto de la calidad de la luz sobre la germinación de semillas en el árbol pionero tropical *Heliocarpus appendiculatus* (Tiliaceae). *Revista de Biología Tropical* 50(1):31-36.
- Flores-Vindas, E. 1999. La planta: estructura y función. Cartago, Costa Rica, Libro Universitario Regional. v.2.
- Guerra, O. 1951. Ensayo de acodos sobre ramas de *Theobroma cacao* L. tratadas con hormonas. Tesis de Especialista en Cacao. Turrialba, Costa Rica, IICA. 46 p.
- Haissig, BE. 1986. Metabolic processes in adventitious rooting of cuttings. In Jackson, MB. *New root formation in cuttings*. Dodrecht, NE, Martinus Nijhoff. p. 141-189.
- Hernández, R. 1989. Tamaño de la semilla y efecto de la temperatura en la germinación de *Heliocarpus popayanensis* H.B.K. *Revista Forestal Venezolana* 23(33): 21-42.
- ISTA (International Seed Testing Association, CH). 1996. International rules for seed testing. *Seed Science & Technology* 24 (Suppl.):1-89.
- Kemp, RH. 1979. La obtención de semilla para las investigaciones de especies y procedencias. In Burley, J; Wod, PJ. *Manual sobre investigaciones de especies y procedencias con referencia especial a los trópicos*. Trad. JM. Benson. Oxford, UK, Commonwealth Forestry Institute (Tropical Forestry Paper No. 10 y 10A)
- Kramer, PJ; Koslowski, TT. 1979. *Physiology of woody plants*. Orlando, US, Academic Press. 811 p.
- Leakey, RRB. 1985. The capacity of vegetative propagation of trees. In Cannell, MGR; Jackson, JE eds. *Trees as crop plants*. Midlothian, UK, Institute of Terrestrial Ecology. p. 110-133.
- Leakey, RRB; Mohammed, RS. 1985. The effects of stem length on root initiation in sequential single-node cuttings of *Triplochiton scleroxylon* K. Schum. *Journal of Horticultural Science* 60(3):431-437.
- Leakey, RRB; Mesén, JF; Tchoundjeu, Z; Longman, KA; Dick, J McP; Newton, A; Matin, A; Grace, J; Munro, RC; Muthoka, PN. 1990. Low technology techniques for vegetative propagation of tropical trees. *Commonwealth Forestry Review* 69(3):247-257.
- Loach, K. 1977. Leaf water potential and the rooting of cuttings under mist and polythene. *Physiology Plantarum* No. 40:191-197.
- Mayer, AM; Poljakoff-Mayber, A. 1975. *The germination of seeds*. 2 ed. Oxford, UK, Pergamon. p. 21-75. (International Series of Monographs: Pure and Applied Biology, vol. 5).
- McDonald, SS; Williamson, GB; Wiemann, MC. 1995. Wood specific gravity and anatomy in *Heliocarpus appendiculatus* (Tiliaceae). *American Journal of Botany* 82(7):855-861.
- Mesén, F. 1998. Enraizamiento de estacas juveniles de especies forestales: uso de propagadores de sub-irrigación. Turrialba, Costa Rica, CATIE-Prosefor. 36 p. (Serie Técnica Manual Técnico No. 30)
- Mesén, F; Newton, AC; Leakey, RRB. 1997. The effects of propagation environment and foliar area on the rooting physiology of *Cordia alliodora* (Ruiz & Pavón) oken cuttings. *Tree no.* 11:404-411.
- Mesén, F; Leakey, RRB; Newton, AC. 2001. The influence of stockplant environment on morphology, physiology and rooting of leafy stem cuttings of *Albizia guachapele*. *New Forest no.* 22:213-227.
- Núñez, Y. 1997. Propagación vegetativa del cristóbal (*Platymiscium pinnatum* Benth); pilón (*Hyeronima alchornoides* Allemo) y surá (*Terminalia oblonga* Ruiz & Pavón) mediante el enraizamiento de estacas juveniles. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 150 p.
- Ocampo R. 1994. Domesticación de plantas medicinales en Centroamérica: actas de la reunión técnica. Turrialba, Costa Rica, CATIE, CYTED, OPS/OMS, OEA. 132 p. (Serie Técnica. Informe Técnico no. 245).
- Odegaro, OA; Adedipe, NO. 1986. Rooting classification and culture responses of some cacao hybrids. *Turrialba* 36(2):197-204.
- Rehm, S; Espig, G. 1991. *The cultivated plants of the Tropics and Subtropics: cultivation, economic value, utilization*. Trad. G. McNamara; C. Ernsting. Weikersheim, DE. p. 372-373.
- Salisbury, FB; Ross, CW. 1992. *Fisiología vegetal*. Trad. Virgilio González. México, Iberoamericana. p. 368-370.
- Vázquez-Yanes C. 1976. Estudios sobre la ecofisiología de la germinación en una zona cálido-húmeda de México. In Gómez-Pompa, A; Del Amo Rodríguez, S; Vázquez-Yanes C; Butanda Cervera, A. *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. México, Continental.
- Willer, H; Yussefi, M. 2001. *Organic Agriculture Worldwide 2001: Statistics and Future Prospects* (en línea) Consultado el 12-01-2002. Disponible en http://www-soel.de/inhalite/publicationen/s_74_03.pdf.

Metodología de análisis multicriterio para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica

Karla Sánchez

Geotropico. ksanchez@geotropico.com

ksanchez@catie.ac.cr

Francisco Jiménez

CATIE.fjimenez@catie.ac.cr

Sergio Velásquez

CATIE.svelaquez@catie.ac.cr

Mario Piedra

CATIE.mpiedra@catie.ac.cr

Eddy Romero

El manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí debe darse con un enfoque integral que reconozca el carácter multisectorial de su aprovechamiento.
Catarata La Paz,
Sarapiquí, Costa Rica.



Foto: Karla Sánchez Campos.

Resumen

En la cuenca del río Sarapiquí se identificaron procesos antropogénicos y naturales que afectan tanto la calidad como la cantidad aprovechable del recurso hídrico. Por medio del Análisis Multicriterio (AMC) y utilizando Sistemas de Información Geográfica (SIG), se determinaron áreas prioritarias para el manejo del recurso hídrico, a través de criterios de prioridad en tres escenarios: calidad actual del agua (9 criterios); cantidad aprovechable de agua (4 criterios) y recuperación de la cobertura vegetal en las orillas de los ríos (9 criterios).

El modelo de cantidad aprovechable de agua muestra una predominancia de áreas catalogadas como de *Mediana* y *Baja prioridad* con valores de 65,3% y 33,0%, respectivamente. No se identifican sitios con *Muy Alta* o *Muy Baja prioridad*; la prioridad Alta (1,7%) representa alrededor de 3500 ha. Al comparar los modelos para manejo de calidad actual del agua y el escenario de reforestación de riberas, las áreas catalogadas de *Baja prioridad* pasaron de 79,0% a 81,1% y las de *Mediana prioridad* pasaron de 20,5% a 18,9%.

Palabras claves: Cuenclas hidrográficas, calidad del agua, disponibilidad del agua, contaminación de agua, Model Builder, Sistemas de Información Geográfica, recursos hídricos, Río Sarapiquí, Costa Rica.

Summary

Multicriteria analysis methodology for the identification of priority areas for water resources management in Sarapiquí River watershed, Costa Rica. In the Sarapiquí River watershed, the processes that affect both water quality and availability were identified. Priority areas for management of water resources in the watershed were identified by means of priority criteria in three scenarios, and a Multicriteria Analysis Methodology with Geographic Information System (GIS) tools. The scenarios were: present quality of water (9 criteria), available water quantity (4 criteria) and riverside vegetal cover restoration, as a mitigation measure for water resource management (9 criteria).

The priority model used in available water quantity management showed a predominance of areas catalogued as *Medium* (65,3%) and *Low priority* classes (33,0%). No areas were identified as *Very Low* or *Very high priority* classes. High priority class represents 1,7% of the watershed area (3500 ha). Comparisons between models for water quality management and the scenario of riverside vegetal cover restoration show that the areas corresponding to *Low priority* class changed from 79,0% to 81,1% (2,1% more than the model without cover restoration); *Medium priority* class areas changed from 20,5% to 18,9% of total watershed area.

Keywords: Watershed, water quality, available water quantity, priority criteria, water pollution, Model Builder, Geographic Information Systems.

La disponibilidad del recurso hídrico en calidad y cantidad puede determinar el potencial de crecimiento económico de un país, debido a la variedad de actividades de consumo y producción que dependen de ella. La cuenca del río Sarapiquí es una de las de mayor importancia para Costa Rica en cuanto al aprovechamiento de sus recursos

hídricos, utilizados ampliamente para la generación de energía eléctrica, consumo, pesca, vías de navegación y actividades ecoturísticas. Sin embargo, la cuenca tiene problemas de deterioro de los recursos naturales, tales como deforestación y fragmentación de bosques, cambio de uso del suelo y aprovechamiento inadecuado del agua.

Por esta razón se considera prioritaria la generación de información y herramientas que permitan dirigir los escasos recursos financieros para fomentar un proceso de planificación del desarrollo de la cuenca. Para satisfacer esta necesidad, se realizó la presente investigación con el objetivo de desarrollar una metodología de Análisis Multicriterio

(AMC) mediante el Sistema de Información Geográfica (SIG), para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica.

Metodología

Descripción del área de estudio

La cuenca se localiza en la subvertiente Norte del país (Vertiente Caribe) entre los 10°05' y 10°50' de Latitud Norte y 83°52' y 84°20' de Longitud Oeste (Figura 1). Comprende áreas de las provincias de Heredia, Alajuela, San José y Limón, tiene una extensión de 2025 km² (INEC 2000) y tres niveles perfectamente diferenciables (cuenca alta, media y baja) desde su nacimiento hasta la desembocadura en el río San Juan, frontera con Nicaragua.

En la cuenca se registran 51 comunidades y 71 asentamientos campesinos, principalmente en la cuenca media (IDA 2002). La población es de 51 454 habitantes y el 59,4% de los trabajadores se dedican a labores agrícolas y ganaderas. El alfabetismo de los pobladores mayores de diez años es de 91,1%.

La red hidrológica (703,6 km) está conformada por una corriente principal denominada río Sarapiquí, 18 afluentes y unas 16 quebradas. En la cuenca se reconocen nueve zonas de vida; el clima es tropical lluvioso, con una precipitación anual entre 3000 y 5000 mm (ITCR 2000).

El rango altitudinal de la cuenca va de 2700 hasta 10 msnm (ITCR 2000), con diversos tipos de relieve: planicies, faldas de cordillera, llanuras bajas, declives de ondulado a accidentado, valles y lomas y un relieve montañoso con crestas y picos (Trivelato *et al.* 1997). La cobertura predominante es el bosque (54,7% del área); 51,4% de esta cobertura se encuentra dentro de áreas silvestres protegidas en la parte alta de la cuenca; el resto son bosques fragmentados con diferentes niveles de intervención (ITCR 2000). Según FONAFIFO (2002), desde 1997 se

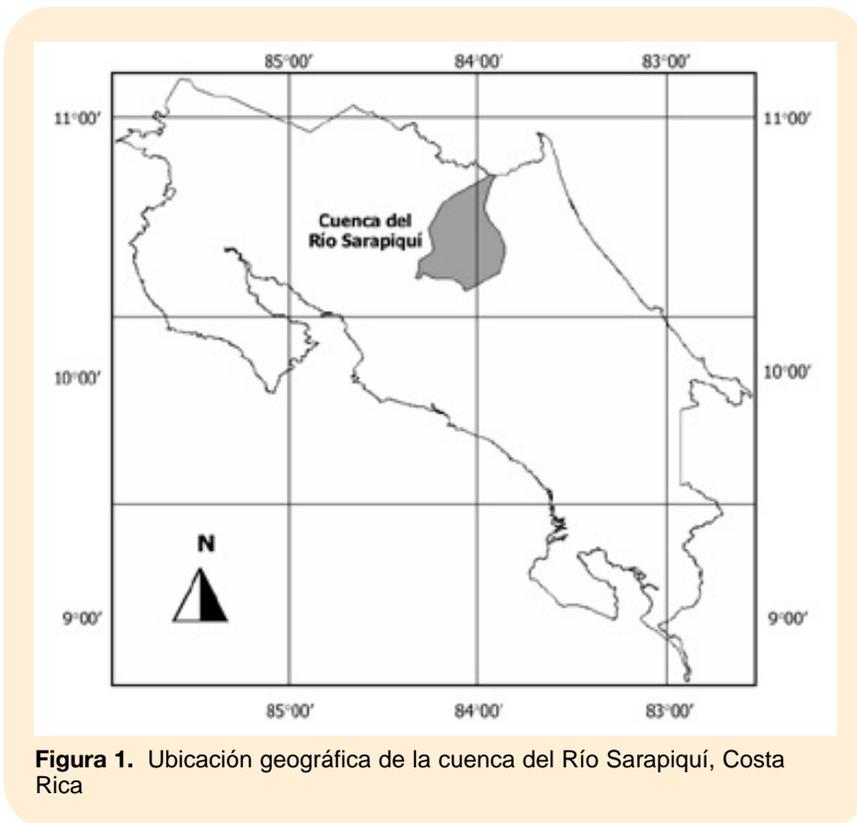


Figura 1. Ubicación geográfica de la cuenca del Río Sarapiquí, Costa Rica

han asignado pagos por servicios ambientales en 30 346 ha distribuidas en casi toda la cuenca.

Caracterización de la cuenca e identificación de los principales usuarios del recurso hídrico

Los aspectos biofísicos y antropogénicos de la cuenca se caracterizaron detalladamente por medio de la generación de información primaria y revisión de información secundaria. La información fue digitalizada utilizando las herramientas del SIG (ArcView 3.2a). La mayor parte de los datos requirieron de análisis estadístico descriptivo para su transformación y adaptación a la zona de interés.

La identificación y caracterizaron de los principales usuarios, así como la estimación cualitativa del beneficio percibido, se hicieron en el espacio (ubicación y áreas de influencia del uso) y en el tiempo (identificación y caracterización de usuarios actuales y potenciales). Para ello se empleó una entrevista cualitativa semi-

estructurada, subdividida en dos secciones temáticas: descripción de la actividad productiva y forma de uso del agua por tipos de usuarios. Los usuarios principales se agruparon por usos: consumo humano, agropecuario (pecuario, agrícola y agroindustrial), transporte fluvial, actividad turística (hoteles y navegación recreativa) y producción hidroenergética.

Prioridad de zonas para el manejo del recurso hídrico por medio de AMC

Un listado preliminar de criterios de prioridad fue propuesto, discutido y validado en un taller con expertos e interesados en el manejo de los recursos hídricos (líderes locales, representantes de instituciones gubernamentales y ONG, empresas privadas, administradores de recursos naturales e investigadores). Con el taller se obtuvo un listado final de criterios, la definición conceptual de cada uno y el enfoque de prioridad de áreas de manejo del agua: calidad

y cantidad aprovechable en la cuenca. Los criterios fueron valorados por medio de una encuesta de opinión a los mismos expertos (consulta electrónica), usando como insumo la información detallada de cada criterio y el mecanismo de valoración dentro y entre criterios. Cada criterio se valoró en una escala de 1 a 5 (valores mayores indican mayor grado de prioridad de manejo). La valoración entre criterios consistió en la ponderación de los mismos en una escala porcentual, según su grado de influencia (Cuadro 1).

Los resultados de la valoración por expertos fueron estandarizados para someterlos al análisis multicriterio por medio del analista espacial (Spatial Analyst) con las herramientas del Model Builder (MB) de Arc-View 3.2a. Las capas de información iniciales corresponden a las bases de datos de cada criterio, transformados a formato *raster*. Se crearon dos proyectos independientes de análisis espacial: uno para la prioridad de áreas de manejo de calidad del agua y otro para la cantidad aprovechable.

La Figura 2 muestra el diagrama de fases de trabajo con el MB. El procedimiento de modelaje se inició con el ingreso de la información (imágenes); posteriormente se crearon las categorías de valores por criterio y finalmente se introdujeron los atributos que describen los criterios de prioridad. La tabla general de criterios de prioridad se construyó con los resultados de la valoración dentro y entre criterios (ver un extracto de la tabla en Cuadro 2). El análisis concluyó con la ejecución del modelo, el cual relacionó la información espacial y la codificación de la tabla general de criterios de prioridad con sus respectivas valoraciones. El resultado del AMC fue la generación de los mapas y las bases de datos para determinar las áreas prioritarias de manejo de a) calidad del recurso hídrico y b) cantidad aprovechable del recurso hídrico.

Cuadro 1.

Criterios de prioridad de áreas para el manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica

Criterios	Valor porcentual de la prioridad de manejo del agua	
	Calidad	Cantidad
Precipitación	10	35
Proximidad al río	20	
Profundidad de pozo	15	
Uso actual del suelo	10	
Densidad de población	5	
Proximidad del camino al río	20	
Meses secos	5	35
Textura del suelo	5	10
Pendiente	10	20

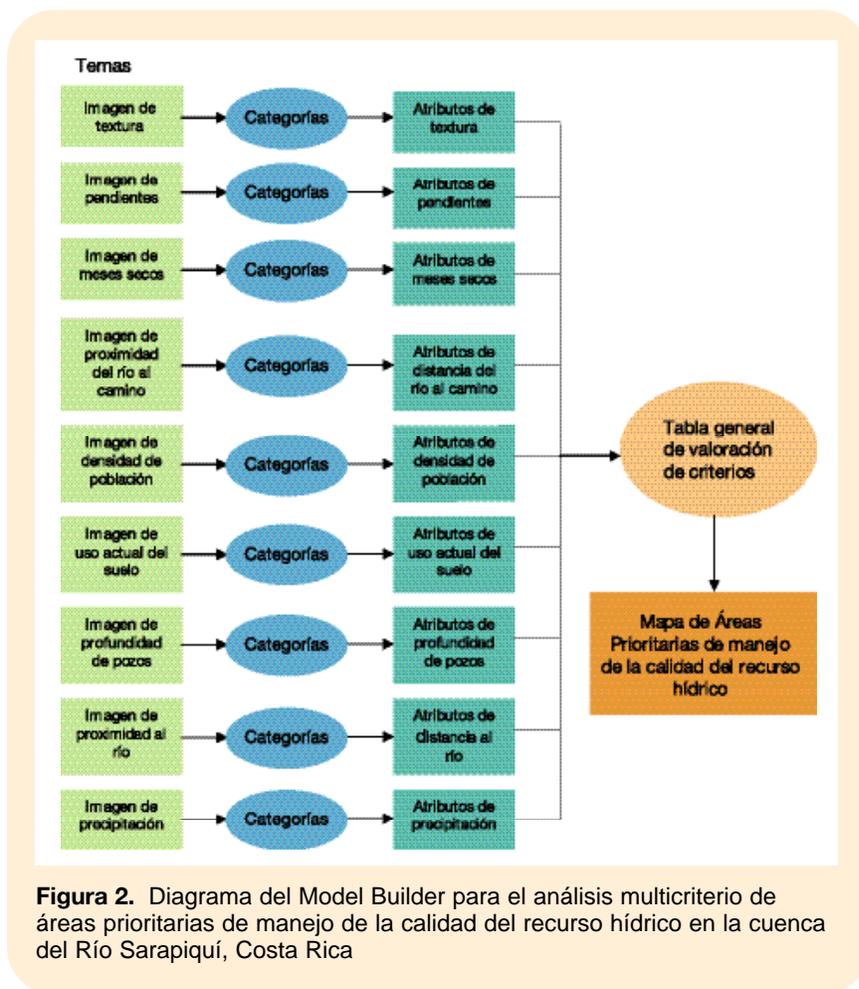


Figura 2. Diagrama del Model Builder para el análisis multicriterio de áreas prioritarias de manejo de la calidad del recurso hídrico en la cuenca del Río Sarapiquí, Costa Rica

Adicionalmente, se generó un modelo de AMC en un escenario que considera como medida de manejo del recurso hídrico la reforestación

de 200 m a ambos lados de las orillas de los ríos de la cuenca. En formato *raster* se creó la zona de amortiguamiento de las áreas refo-

Cuadro 2.

Extracto de la tabla general de valoración de criterios de prioridad para el manejo de la calidad del recurso hídrico en la cuenca del Río Sarapiquí, Costa Rica

Capas de información	(%)	Categorías	Atributos	Valores
Proximidad del río:	20	1	0 - 50	5
La distancia de comunidades y actividades productivas a los ríos es un indicador de riesgo de contaminación por fuentes antropogénicas		2	50 - 100	5
		3	100 - 300	4
		4	300 - 500	3
		5	500 - 9 757	2
		Sin datos	Sin datos	Restringido

restadas, la cual se sobrepuso a la capa de información del uso actual del suelo utilizada en la confección del modelo de áreas prioritarias de manejo de la calidad del recurso hídrico. La nueva capa de información de uso actual del suelo reemplazó a la utilizada en la determinación del modelo de calidad del recurso hídrico, pero se conservaron los ocho restantes criterios con sus respectivas valoraciones (considerando que la reforestación tendrá un efecto de cobertura similar al bosque secundario) y la tabla general. El modelo se desplegó y se obtuvo un nuevo mapa de calidad del recurso hídrico bajo el escenario de recuperación de la cobertura vegetal en las orillas de los ríos de la cuenca.

Resultados y discusión

Condición del recurso hídrico

El estado del recurso hídrico en la cuenca y la interrelación del recurso con las actividades de los usuarios muestra marcadas diferencias a lo largo de la cuenca. Cada grupo de usuarios tiene necesidades específicas en cuanto al recurso hídrico y su utilización origina cambios en las condiciones del agua; esta situación es más evidente conforme se desciende en la cuenca. El río Sarapiquí es considerado como no potable en cuanto a la calidad biológica (coliformes totales, fecales y potabilidad), debido al alto grado de contaminación bacteriana (ICE 2001). Los usuarios del recurso hídrico coinciden en que el río ha experi-

mentado cambios en poco tiempo, principalmente por la sedimentación en los cauces, la disminución de agua en pozos, quebradas y nacientes, y la deforestación de las riberas. Las causas actuales y potenciales de degradación obedecen a la existencia de características biofísicas y antropogénicas particulares que afectan tanto la calidad como la cantidad de agua aprovechable.

Calidad del agua: Una condición particular del desarrollo antropogénico de la cuenca es el alto grado de dependencia de algunas actividades sobre los cauces principales. El grado de acceso de pobladores y turistas a las márgenes de los ríos es elevado en algunos sectores, debido a que las aguas son utilizadas para múltiples propósitos. Esto se evidencia en la ubicación de la infraestructura vial y urbana a partir de la cuenca media, desde donde la carretera principal va paralela al cauce del río, a escasos metros de zonas urbanísticas, sitios turísticos y sistemas productivos. En la cuenca no existen causas naturales de deterioro de la calidad del agua; las causas obedecen a agentes antropogénicos: vertido de basura doméstica, aguas residuales, agentes contaminantes de actividades agropecuarias, desechos agroindustriales y transporte fluvial.



Condición del río Sarapiquí en época lluviosa. Puerto Viejo de Sarapiquí, Costa Rica



Sistemas de producción porcina característicos de pequeños productores en la cuenca del Río Sarapiquí, San Miguel de Sarapiquí, Costa Rica

Fotos: Karla Sánchez Campos.

Cantidad aprovechable de agua:

La abundancia del agua en la cuenca ha sido perjudicada por causas naturales (meses secos y escorrentía superficial), así como por la acción humana (pérdida de cobertura boscosa, contaminación, sedimentación y presencia de embalses para la producción hidroeléctrica). Asimismo, en la cuenca no existe forma de administrar y regular el uso del cauce para la navegación y el turismo, lo que ha ocasionado controversias entre los usuarios.

Análisis de los modelos de prioridad de áreas de manejo del recurso hídrico

Los resultados del modelo de prioridad de áreas para el manejo de la calidad del agua muestran que la categoría *Muy Alta prioridad* es inexistente y la *Alta prioridad* alcanza apenas un 0,4%, que representa 810 ha del área total de la cuenca. Las áreas predominantes fueron las de *Mediana y Baja prioridad* (esta última para el 79,0% del área) (Figura 2). La predominancia de cobertura forestal en la cuenca determinó bajos valores de riesgo sobre las condiciones de calidad del agua, según el criterio de prioridad de Uso actual del suelo. Sin embargo, debe tomarse en consideración que la información base de cobertura se generó en 1992 y que las visitas de campo corroboraron la desactualización de la información; adicionalmente, el nivel de detalle no refleja la condición de discontinuidad o fragmentación del bosque remante en la cuenca. Por otro lado, las carreteras, las comunidades y los sistemas productivos desarrollados en las riberas significan focos de contaminación del recurso hídrico, por lo cual se asignó una alta ponderación (20%) a los criterios de prioridad *Proximidad de caminos a ríos* y *Proximidad de los centros de población a ríos*. Este alto valor relativo influyó en la determinación de las zonas de *Mediana prioridad*, lo cual se observa en el

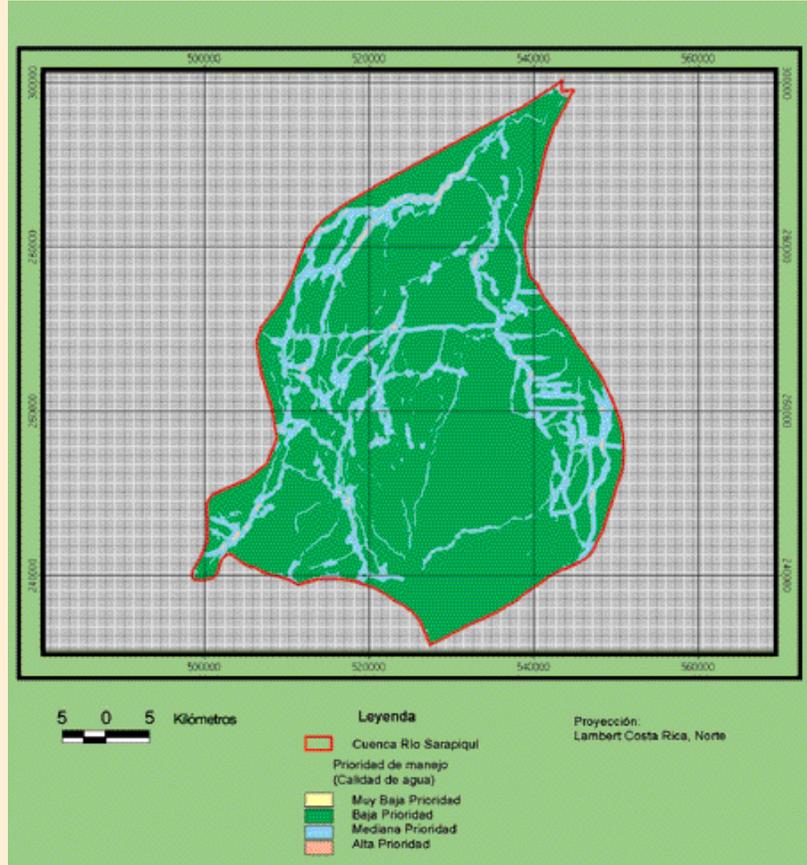


Figura 2. Áreas prioritarias para el manejo de la calidad del recurso hídrico en la cuenca del Río Sarapiquí, Costa Rica. Fuente: Sánchez (2002)

patrón de distribución de estas áreas en la cuenca. Las escasas zonas de *Alta prioridad* corresponden, más que todo, a localidades con pozos de baja profundidad, donde el riesgo de contaminación es mayor.

El modelo de prioridad de áreas de manejo de la cantidad aprovechable del agua muestra una predominancia de áreas catalogadas como de *Mediana* (65,3%) y *Baja* (33,0%) prioridad. El modelo no identifica sitios de *Muy Alta* ni *Muy Baja prioridad* de manejo, y la categoría de *Alta prioridad* es de 1,7% que corresponde a alrededor de 3500 ha (Figura 3). Las áreas de *Mediana prioridad* se ubican en la cuenca alta y baja, debido a que en esas áreas la precipitación es menor. La limitada disponibilidad de información para seleccio-

nar criterios de prioridad en este modelo tuvo como resultado la excesiva influencia del criterio *Precipitación* (proceso de recarga de la cuenca, ponderado con 35%); esta es una fuerte limitación del modelo, el cual deseablemente debería incorporar criterios relacionados con la oferta y demanda hídrica y la medición de caudales. La cuenca media presenta la mayor demanda de agua y mayor nivel de residuos líquidos, elementos que no pudieron ser incorporados como criterios para el modelo pues no se contó con la información necesaria. La cuenca alta presenta significativas zonas de *Alta prioridad* determinadas por la predominancia de fuertes pendientes y por la influencia adicional de menor precipitación y mayor cantidad de meses secos.

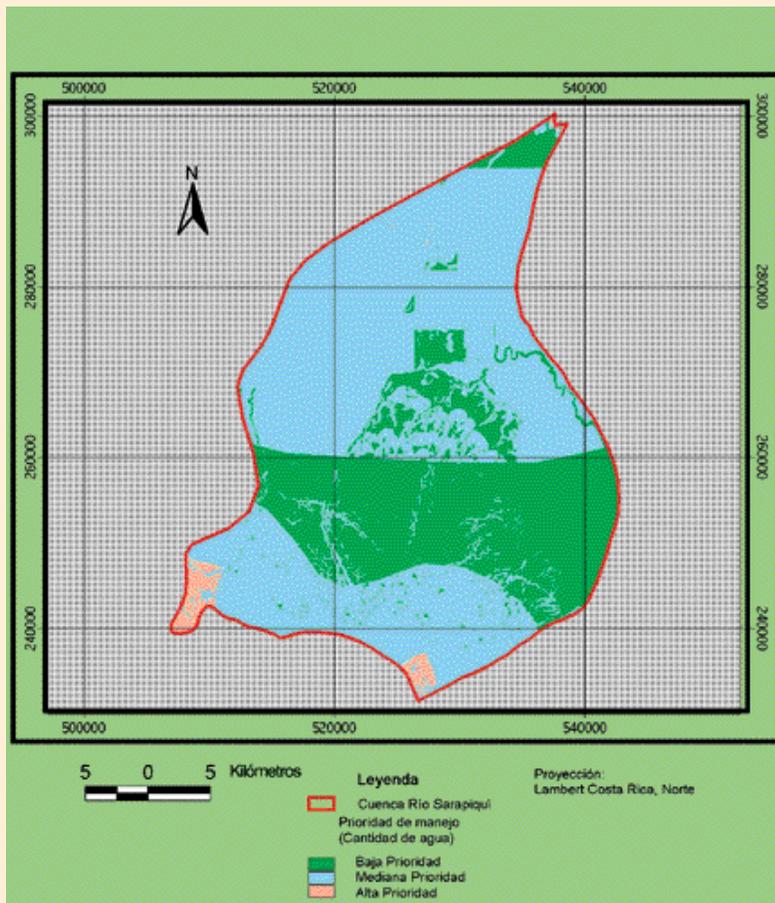


Figura 3. Áreas prioritarias para el manejo de la cantidad del recurso hídrico en la cuenca del Río Sarapiquí, Costa Rica
Fuente: Sánchez (2002)

Consideraciones de la metodología de prioridad con AMC

La metodología de AMC desarrollada con herramientas de SIG tiene características que le confieren practicidad para la identificación de áreas prioritarias para el manejo del recurso hídrico. Su aplicación en este estudio demostró fortalezas relacionadas con la flexibilidad y versatilidad de su desarrollo, la oportunidad de incorporar elementos participativos y la posibilidad de manipular la información secundaria para consolidarla con información primaria. Sin embargo, es necesario identificar sus debilidades y necesidades de mejoramiento en el abordaje de estudios de esta naturaleza.

Según el conocimiento que se tenga de la problemática de la cuenca, la disponibilidad de información y su compatibilidad con los requerimientos del AMC por medio del MB, así será la efectividad de los criterios de prioridad seleccionados y su valoración. Es indispensable analizar los criterios de acuerdo con las características particulares de la cuenca; además, es conveniente trabajar con un número amplio de criterios para reducir la posible influencia que un criterio ejerza sobre los otros.

La amplia extensión del área de estudio no permitió generar información primaria en temas claves para definir prioridades de manejo, como la capacidad de recarga acuífera y ubicación de usuarios principales.

Además, la escala y el nivel de detalle de alguna información secundaria (uso actual del suelo, textura del suelo y densidad de población) exigieron un trato prudente en las bases de datos digitales, por lo que en ocasiones se debió modificar y adaptar la información para realizar el análisis espacial.

Los resultados de la investigación sugieren que el abordaje del manejo de áreas para asegurar la calidad del agua en la cuenca debe orientarse específicamente a la mitigación de los focos de contaminación mediante la corrección de prácticas productivas y educación ambiental a las comunidades aledañas a los cursos de agua, así como la recuperación de la cobertura natural en las riberas de los drenajes de la cuenca media y baja. Por esta razón, el modelo se desarrolló bajo el escenario de reforestación de las riberas de los ríos para la prioridad *áreas de manejo de la calidad futura del agua*, la cual mostró como patrón una evidente recuperación de las condiciones de la cuenca. En este modelo, la categoría de *Muy Alta prioridad* es inexistente, y las áreas críticas de *Alta, Mediana y Baja prioridad* fueron de 0,1%; 18,9% y 81,1%, respectivamente, del área total de la cuenca (Figura 4).

Conclusiones y recomendaciones

- En el AMC es recomendable contar con la mayor cantidad de criterios de prioridad posibles para reducir la influencia de algún criterio en particular. Además, es conveniente hacer la valoración de criterios con base en las características de la cuenca y en la influencia directa que la cuenca ejerce en la conceptualización de cada uno de los criterios, para evitar que se sobrevalore algún criterio.
- La herramienta MB es práctica, flexible y factible para la aplicación de AMC y para la identificación de áreas prioritarias. Se puede utilizar como herramienta de modelaje pa-

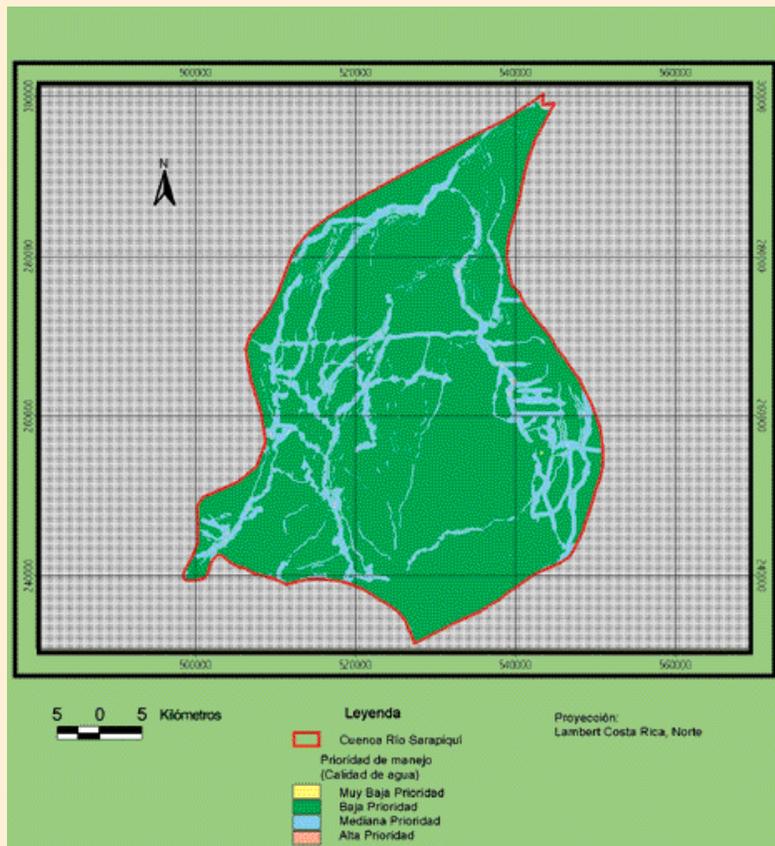


Figura 4. Áreas prioritarias para el manejo de la calidad del recurso hídrico en la cuenca del Río Sarapiquí, bajo escenario de recuperación de cobertura boscosa en 200 m de las riberas de los ríos
Fuente: Sánchez (2002)

ra la toma de decisiones en estrategias de manejo y recuperación de la cuencas, así como herramienta de monitoreo para evaluar el desempeño y resultados de su implementación. Además, puede usarse

con una base limitada de información secundaria, complementada y actualizada conforme se genere nueva información.

- Se recomienda aplicar y validar la metodología en una cuenca de

menor extensión, donde se pueda generar información primaria más precisa y verificación de campo más eficiente.

- La identificación de áreas prioritarias en categorías jerárquicas brinda información de hacia dónde deben dirigirse los esfuerzos a corto, mediano y largo plazo para la recuperación del recurso hídrico. La aplicación de medidas de mitigación, como el plan de reforestación de las riberas de los ríos, puede tener considerables efectos en la recuperación de los niveles de prioridad de la calidad del recurso hídrico.
- Es necesario abordar los problemas y posibles soluciones en cuanto al manejo del recurso hídrico con un enfoque integral que reconozca el carácter multisectorial de su aprovechamiento. Es deseable contar con autoridades descentralizadas que coordinen y fomenten esfuerzos para el manejo del agua, como los programas de compensación por beneficios ambientales y la internalización de costos ambientales por el manejo del servicio ambiental hídrico. Tales programas pueden desarrollarse con la colaboración de usuarios y proveedores del servicio hídrico, como las empresas hidroeléctricas, turísticas, agroindustrias y sistemas productivos que son posibles generadores de fondos para el manejo del recurso hídrico en la cuenca.

Literatura citada

- FONAFIFO (Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, CR). 2002. Mapa digital de pago de servicios ambientales, para la cuenca del Río Sarapiquí, Costa Rica. 1 DC, 8 mm.
- ICE (Instituto Costarricense de Electricidad, CR). 2001. Aspectos aclaratorios a la solicitud del grupo Sociedad Civil Sarapiqueña respecto al Proyecto Hidroeléctrico Cariblanco. San José, Costa Rica. 56 p.
- IDA (Instituto de Desarrollo Agrario, CR). 2002. Mapa digital de los asentamientos en la cuenca del Río Sarapiquí, Costa Rica. 1 DC, 8 mm.
- INEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, CR). 2000. Censo de vivienda y población por provincia, cantón y distrito para la cuenca del Río Sarapiquí. San José, Costa Rica, Imprenta Nacional
- ITCR (Instituto Tecnológico de Costa Rica). 2000. Atlas digital de Costa Rica. 1 DC, 8 mm.
- Sánchez C, K. 2002. Metodología de análisis multicriterio para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 149 p.
- Trivelato, BM; Murillo, LF; Barboza, G; Cordero, A. 1997. Diálogo ambiental en comunidades rurales. San José, Costa Rica, OET. 72 p.

Desarrollo de un modelo de fondo ambiental para el manejo y conservación de los recursos naturales de una microcuenca de Honduras

Fabiola Tábor Merlo

fimerlo@yahoo.com

Jorge Faustino

CATIE.jfaustino@cablecolor.hn

Mario Piedra

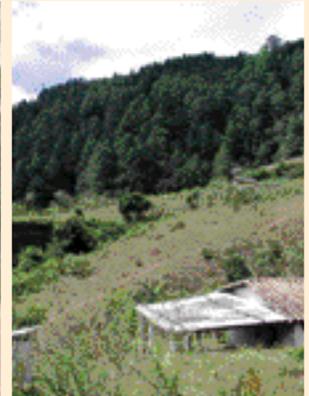
CATIE.mpiedra@catie.ac.cr

Manuel Gómez

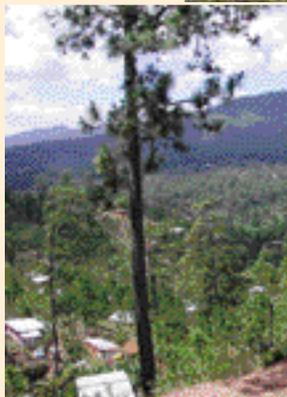
CATIE.mgomez@catie.ac.cr

Cornelius Prins

CATIE.cprins@catie.ac.cr



La microcuenca La Soledad genera diversos servicios ambientales, como la regulación hídrica y funciones recreativas.



Resumen

El artículo considera el ecoturismo como una fuente potencial de ingresos para la creación de un fondo ambiental en la microcuenca La Soledad, Honduras. Para conocer los ingresos que esta actividad generaría, se estimó la voluntad de pago (VDP) de turistas nacionales y extranjeros. Los resultados muestran que el 93% de los turistas nacionales estarían dispuestos a pagar Lps.2,00 por la conservación de los recursos naturales de la microcuenca, mientras que el 91% pagaría Lps.10,00 por la entrada a un sendero. Asimismo el 88% de los turistas extranjeros estaría dispuesto a pagar US\$2,00 por la primera situación y sólo el 56% de ellos pagaría US\$10,00 por la segunda opción.

De acuerdo con los resultados del análisis financiero, los ingresos potenciales al fondo serían de US\$105 206,67 durante el primer año y US\$128 550,25 en el año siete, lo que prueba que habría recursos suficientes para la creación de un fondo ambiental (FA).

El sistema de Pago por Servicios Ambientales (PSA) cubriría actividades como protección de bosques, reforestación y adopción de sistemas agroforestales (SAF). Los montos propuestos a pagar son: US\$168,7/ha/año para los SAF, US\$40,00/ha/año para la protección del bosque y US\$0,82/árbol plantado/año.

Se sugiere que el fondo ambiental esté adscrito a la municipalidad, que sea administrado por un Comité Ambiental local y que el manejo de los fondos se realice a través de un fideicomiso.

Palabras claves: Recursos naturales; conservación de los recursos; cuencas hidrográficas; ecoturismo; servicios ambientales; pago por servicios ambientales; financiamiento; Honduras.

Summary

Developing an environmental fund for the management and conservation of natural resources in a micro-watershed in Honduras.

This article considers ecotourism as a potential source of income for the creation of an environmental fund, in the Soledad microwatershed in Honduras. To assess the potential revenue we first estimate national and foreign tourist's willingness to pay (WTP). Results show that 93% of national tourists are willing to pay Lps.2,00 for the conservation of the watershed natural resources and 91% are willing to pay US\$2,00 for an entrance ticket to a natural trail. Likewise 88% of the foreign tourists are willing to pay US\$2,00 in the first situation whereas only 56% of them would pay US\$ 10,00 for the second alternative.

The financial analysis shows that the potential income for the fund will be US\$105 206.67 during the first year and US\$ 128 550.25 at the year seventh. It is evident that this activity will provide the financial resources necessary for the creation of an environmental fund.

The environmental services to be paid are: forest protection, reforestation and the use of agroforestry systems. The payment proposed is: US\$168,7/ha/year for agroforestry systems, US\$40,00/ha/year for forest protection and US\$0,82 for planted tree/year.

It is recommended that the fund be placed within the Municipal Government, administrated by a local environmental committee and managed as a trusteeship.

Keywords: Natural resources; watershed; ecotourism; environmental services; environmental services payment; financing; Honduras.

La microcuenca La Soledad, en el municipio de Valle de Ángeles, departamento de Francisco Morazán, Honduras, es un área que genera diversos servicios ambientales para la población local y externa, como la regulación hídrica y funciones recreativas. Sin embargo, el área presenta inicios de procesos de degradación, ya que algunas zonas de bosque están bajo presión agrícola, con la consecuente disminución de la cobertura forestal. Desafortunadamente, el gobierno local no cuenta con los recursos financieros necesarios para desarrollar actividades permanentes de conservación y manejo de los recursos naturales en la microcuenca.

Por eso, es necesario planificar e implementar metodologías que permitan la generación de recursos locales para la recuperación de esas áreas y la consecuente conservación de los ecosistemas de la zona. Una posibilidad es aprovechar la actividad turística que se desarrolla en la microcuenca para impulsar iniciativas de pago por servicios ambientales (PSA). Para lograrlo, es necesario mejorar las condiciones para el desarrollo del ecoturismo (infraestructura y servicios), para que los visitantes paguen por la belleza escénica y destinar los ingresos a formar el capital semilla de un fondo ambiental (FA). Este FA se destinaría al financiamiento de actividades orientadas a mejorar las condiciones ambientales, tratando de crear las bases para que, a mediano plazo, se pueda iniciar el PSA a los pobladores locales que incorporen el componente arbóreo en sus fincas, con lo cual ayudan a mejorar la oferta de SA en la zona.

El objetivo de este estudio es, entonces, diseñar un modelo de fondo ambiental para el manejo y conservación de los recursos naturales en la microcuenca La Soledad, departamento de Francisco Morazán, Honduras.

Metodología

Caracterización biofísica y socioeconómica

Para realizar la caracterización se recurrió a fuentes secundarias de información y a los resultados de un análisis multitemporal del uso de la tierra, que permitieran identificar las zonas más susceptibles a cambios de uso en la microcuenca.

Caracterización de los sitios con potencial ecoturístico

La caracterización se enfoca en los sitios identificados por los pobladores del lugar. Se empleó la metodología de De Faria (1993, citado por Cifuentes *et al.* 2000) en la que se consideran variables y condiciones para evaluar la efectividad del manejo en un área protegida. Las variables seleccionadas fueron: cercanía del sitio al casco urbano, accesibilidad, atractivos naturales y organización comunitaria. Se definieron las condiciones que caracterizan cada variable y se valoró cada condición en una escala del uno al tres. El mayor puntaje representa la mejor oferta para el visitante y es el sitio que se debe priorizar en las iniciativas de fomento del ecoturismo en la microcuenca.

Voluntad de pago (VDP) de los visitantes nacionales y extranjeros

La VDP de los visitantes se determinó utilizando una encuesta de formato binario.

Se elaboraron encuestas para turistas nacionales y extranjeros, cuyas únicas diferencias fueron el idioma y las tarifas a pagar propuestas (BID). Se plantearon dos situaciones hipotéticas: en el primer escenario se explicó que el dinero recolectado de los turistas se destinaría a un FA que será administrado por la población local para financiar actividades de manejo y conservación de la microcuenca La Soledad. El monto del

BID se basó en los valores del peaje por uso de carreteras en otras ciudades del país (Lps. 4,00 por vehículo). Para la encuesta se tomó un valor inicial de Lps.2,00 y US\$2,00 para nacionales y extranjeros respectivamente, con valores máximos de Lps.4,00 y US\$4,00 y mínimos de Lps.1,00 y US\$1,00¹.

En el segundo escenario se planteó la posibilidad de promover el ecoturismo mediante la creación de infraestructura y servicios básicos financiado a través de un pago para el acceso a senderos naturales que tenían libre acceso. Los BID se basaron en los precios de los boletos de entrada al Parque Nacional La Tigra (Lps.15,00 para nacionales y US\$10,00 para extranjeros) y al Parque Turístico de Valle de Ángeles (Lps.10,00 por adulto). Los BID iniciales fueron de Lps.10,00 para nacionales y US\$10,00 para extranjeros, con máximos de Lps. 20,00 y US\$20,00 y mínimos de Lps.5,00 y US\$5,00. El tamaño y las características de la muestra se determinaron por un muestreo estratificado de visitantes nacionales y extranjeros. Para el análisis se utilizó el programa LINDEP y se aplicó un Modelo Logit para medir la significancia de las variables independientes sobre la VDP.

Finalmente para medir la VDP de los comerciantes se realizó un taller de trabajo con la comunidad empresarial de Valle de Angeles.

Rentabilidad financiera del ecoturismo en la microcuenca La Soledad

Se realizó una proyección de inversiones, ingresos y gastos operativos para determinar la rentabilidad con base en indicadores como el valor actual neto (VAN) y la relación beneficio/costo (B/C). Los costos de operación y de inversión se obtuvieron de fuentes secundarias y de proyectos comunitarios locales. En vista

¹ Tipo de cambio al 31 de Julio del 2002: L15,87 = US\$1



Taller de planificación en la comunidad de Valle de Angeles, Honduras

de que la situación es hipotética, fue necesario construir varios escenarios para aplicar el análisis financiero: Escenario 1: El número de visitantes por año al sendero es constante. Escenario 2: El número de visitantes por año al sendero se incrementa gradualmente. Escenario 3: El número de visitantes por año al sendero se estima de manera conservadora. Escenario 4: Los visitantes están dispuestos a pagar por la conservación de la microcuenca.

Diseño de un modelo de fondo ambiental como estrategia municipal para el pago de servicios ambientales a los productores de la microcuenca La Soledad

Para la construcción del modelo, se estimó el monto del PSA a los productores, se identificó la estructura organizativa, las fuentes de ingreso y beneficiarios y se definieron las funciones y el manejo de los recursos financieros del fondo. Como insumos para la construcción del modelo, se usaron métodos de valoración y se revisaron otras experiencias similares en el país. Para seleccionar las actividades de conservación que podrían optar a un PSA se tomaron en

cuenta las actividades que se pagan en otros países y se revisaron las prácticas que han sido más fácilmente adoptadas en Honduras.

El monto del PSA por la adopción de sistemas agroforestales (SAF) se calculó mediante la metodología empleada por Barrantes (1999), quienes emplearon el costo de oportunidad del mejor uso alternativo de la tierra y el porcentaje de importancia del bosque en la cuenca en función del servicio ambiental pagado. El monto para las otras actividades se basó en la revisión de experiencias similares.

Resultados y discusión

Caracterización biofísica y socioeconómica

La microcuenca La Soledad se encuentra a 22 km de Tegucigalpa, y se ubica en la subcuenca del río Yégua que forma parte de la cuenca del río Choluteca. La microcuenca cubre un área aproximada de 4607 ha; su territorio abarca casi la mitad del municipio de Valle de Ángeles y un 43,2% forma parte del Parque Nacional La Tigra. La población total de la microcuenca se estima en 5222 habitantes.

El principal uso de la tierra es el forestal, con fuertes presiones de los

usos agrícola y urbano. El análisis de los cambios ocurridos en el uso de la tierra entre 1986 y 2000 muestra que el 70% del área de la microcuenca ha mantenido una cobertura arbórea estable, pero la fuerte presión agrícola y la demanda por leña ponen en riesgo al bosque.

Caracterización de los sitios con potencial ecoturístico

Los sitios identificados por los pobladores se agruparon en rutas, debido a su cercanía y al parecido de sus atractivos. En el Cuadro 1 se observan los resultados de la caracterización.

La ruta 1 presenta la oferta más completa. Un factor importante es que el sitio cuenta con el atractivo principal (historia minera) que el Instituto Hondureño de Turismo promueve en la zona, lo que facilita el apoyo para el desarrollo de la actividad.

Voluntad de pago de los visitantes nacionales y extranjeros y comerciantes de la microcuenca La Soledad

El 93% de los visitantes nacionales, respondió que sí al BID inicial para la conservación de la microcuenca y el 91% está dispuesto a pagar el BID inicial por un boleto de entrada a un sendero. En el caso de los extranjeros, el 88% aceptaría pagar el BID inicial en la primera situación, pero la VDP disminuyó a 56% en la segunda situación.

La variable que más influye en la VDP de los nacionales para el primer escenario planteado es la frecuencia de visita: entre más frecuentes sean las visitas, mayor es la disponibilidad de pagar. Para los extranjeros, la variable que más influye en la VDP es la impresión que reciben de la microcuenca; es decir, que están dispuestos a pagar siempre y cuando la microcuenca esté bien conservada.

Las variables que influyen la VDP de los turistas nacionales al pagar por un boleto de entrada a un

sendero son el sexo, la educación y la edad. Así, las personas de sexo femenino, mayor educación y menor edad tienen una mayor disponibilidad de pago. La variable que explica la VDP de los extranjeros es el ingreso: a mayor ingreso, mayor disponibilidad de pago.

La VDP de los comerciantes está condicionada por las actividades que realice el gobierno local para lograr la conservación de los recursos naturales de la microcuenca.

Rentabilidad financiera del ecoturismo

El VAN y la B/C que se le aplicaron a los flujos de caja de los escenarios resultaron positivos, excepto para el escenario tres. Los ingresos netos anuales en el escenario 1 son de US\$16 017; el escenario 2 es rentable a partir del año 3; en el escenario 3 los ingresos netos anuales son negativos en todo el período y en el escenario 4 son de US\$100 622. Al comparar los cuatro escenarios, se considera que el uno es demasiado optimista y el tres muy pesimista, en tanto que los escenarios dos y cuatro se acercan más a la realidad.

Desarrollo de un modelo de fondo ambiental como estrategia municipal para el pago por servicios ambientales a los productores de la microcuenca La Soledad

Para el desarrollo del modelo se tomó como referencia la Ley del Fondo Regional para el Manejo y Conservación de las Cuencas de los Ríos del Estado de Cojedes (FONREC 1997) en Venezuela y el Reglamento de Administración del Fondo de Servicios Ambientales de Jesús de Otoro en Honduras (JAPOE 2002). Las actividades susceptibles de recibir el PSA son la protección del bosque, la reforestación y la adopción de prácticas agroforestales. Para estimar el monto del PSA por la adopción de SAF se tomó en cuenta el costo de oportuni-

Cuadro 1.

Caracterización de los sitios con potencial ecoturístico en la microcuenca La Soledad, Valle de Angeles, Honduras

Ruta	Variables				Total
	Acceso	Cercanía	Atractivo	Organización comunal	
1	3	3	3	2	11
2	1	3	1	1	6
3	1	1	2	1	5
4	1	2	2	2	7
5	2	2	1	1	6
6	3	2	1	1	7
7	3	2	1	1	7



Foto: Fabiola Tábor Merlo.

Vestigios de maquinaria minera en la Ruta 1 de la microcuenca La Soledad, Valle de Angeles, Honduras

dad del cultivo de hortalizas, que es el mejor uso alternativo de la tierra en la microcuenca; dicho costo ascendió a US\$318,4/año.

Una consulta con expertos determinó que los servicios ambientales más importantes en la microcuenca son la protección del agua (53,1%) y la belleza escénica (23,8%). Por esta razón, se propone que el PSA para la adopción de sistemas agroforestales se otorgue a la protección del agua para consumo doméstico; el monto propuesto es de US\$168,7/año. El cálculo del monto para la protección de bosques y reforestación se basó en los montos establecidos por el Programa El Cajón (1998-2001) en Honduras: US\$40,0/ha pa-

ra protección de bosques y US\$0,82 por planta plantada (Mejías y Segura 2002).

Fondo Ambiental

El fondo ambiental creado estará adscrito a la Unidad Municipal Ambiental (UMA) de la municipalidad de Valle de Ángeles y contará con un presupuesto independiente. El FA se encargará de manejar los recursos obtenidos a través de las contribuciones de los habitantes, visitantes, comerciantes y fuentes externas. Sus principales funciones serán promover y apoyar las acciones orientadas a la protección, conservación y manejo de la microcuenca, a través de mecanismos de negocia-

ción para implementar un mercado de servicios ambientales, convenios institucionales, asistencia técnica y apoyo a otras acciones que vayan orientadas al mismo fin.

La dirección y administración del fondo estará a cargo de un comité ambiental integrado por representantes de los comerciantes, sector educativo, UMA y regidores municipales, además del alcalde municipal y dos representantes de los productores.

Las fuentes de ingresos identificadas son las tasas ambientales a los comerciantes y habitantes del casco urbano de Valle de Ángeles, multas por infracciones ambientales, contribución de la municipalidad y pago de los visitantes. Este último representará la principal fuente de ingresos al fondo. Para el manejo de los ingresos se propone la creación de un fideicomiso para asegurar que se apliquen mecanismos financieros transparentes que permitan la participación de todos los interesados y disminuya las presiones políticas sobre el capital que ingrese al Fondo Ambiental.

La administración del fideicomiso estará a cargo del comité ambiental; ellos deberán mantener el intercambio de información y planear las actividades de entrenamiento y monitoreo. El comité también será responsable de la identificación y entrenamiento de los nuevos productores que quieran participar en el sistema de PSA.

En la Figura 1 se muestra la estructura de funcionamiento del fondo ambiental.

Los beneficiarios del fondo serán los productores que posean áreas bajo protección no menores de una hectárea y que se encuentren dentro de una o varias de las clasificaciones especificadas: bosque maduro mayor de 25 años, bosque en desarrollo de 10-25 años, bosque joven de 5-10 años, bosque en regeneración menor de 5 años, áreas reforestadas menores de cinco años y fincas con SAF de un año o más.

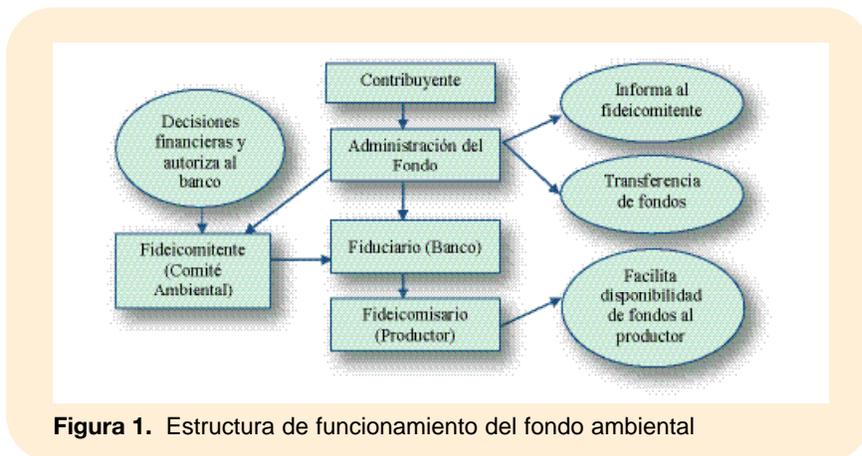


Figura 1. Estructura de funcionamiento del fondo ambiental

La asignación al fondo será una vez al año y el pago debe corresponder a los valores establecidos: US\$168,7/ha/año por SAF, US\$40,0/ha/año por protección de bosque y US\$ 181,8/ha/año para reforestación.

Los ingresos potenciales al fondo comenzarán con \$105 206,7 durante el primer año de operación, hasta llegar a \$128 550,3 en el año siete. El primer año se podrían beneficiar 131 ha en las que se utilicen SAF, 1025 ha bajo protección forestal y 226 ha bajo reforestación.

Conclusiones

La razón principal que motiva a los extranjeros a pagar es que la zona aún no presenta indicios graves de degradación ambiental, en tanto que para los nacionales el motivo principal para visitar Valle de Ángeles es el componente natural.

La principal fuente de ingresos al FA serán las contribuciones para el manejo de la microcuenca. Aunque las tasas ambientales y multas no generaran una cantidad significativa de ingresos para el FA, constituyen un mecanismo para que los habitantes locales internalicen los costos de manejo y conservación de la zona que habitan.

El inicio del Programa de PSA puede sentar las bases para que a mediano plazo se desarrolle el mercado de servicios ambientales entre los habitantes de la microcuenca.

El ecoturismo se debe desarrollar gradualmente, de acuerdo con las capacidades locales; por eso recomienda establecer convenios de cooperación con instituciones con experiencia en el desarrollo turístico comunitario.

Al seleccionar las áreas que se van a someter a PSA se debe dar prioridad a las zonas bajo presión para contribuir a frenar el avance de la frontera agrícola.

Literatura citada

Barrantes, G. 1999. Estructura tarifaria hídrica ambientalmente ajustada: Internalización del valor de variables ambientales. Heredia, Costa Rica. Servicios de Economía Ecológica para el Desarrollo, SA. 102 p.

Cifuentes, M.; Izurieta, A.; De Faria, H.H. 2000. Medición de la efectividad del manejo de Honduras. Tegucigalpa, Honduras. Gobierno de la República. Ley de Municipalidades de Honduras.

JAPOE (Junta Administradora del Sistema de Agua Potable y Disposición de Excretas, Hn). 2002. Reglamento de administración del fondo de servicios ambientales. Tegucigalpa, Honduras, Corporación Municipal de Jesús de Otoro, Unidad Municipal Ambiental.

Mejías Esquivel, R.; Segura Bonilla, O. 2002. El pago de servicios ambientales en Centroamérica. Heredia, Costa Rica, UNA/CINPE. 90 p.

FONREC (Fondo Regional para el Manejo y conservación de las Cuencas de los Ríos del Estado de Cojedes, Ve). 1997. Ley del Fondo Regional para el manejo y conservación de las cuencas de los ríos del Estado de Cojedes. Caracas, Venezuela. 6 p.

Contenido del carbono en los productos y residuos forestales generados por el aprovechamiento y el aserrío en la Reserva de Biosfera Maya

Edgar Estuardo Bámaca Figueroa

Smart Wood Program/Rainforest Alliance
ebamaca@smartwood.org

Markku Kanninen

CIFOR.m.kanninen@cgiar.org

Bastiann Louman

CATIE.blouman@catie.ac.cr

Lucio Pedroni

CATIE.lpedroni@catie.ac.cr

Manuel Gómez

CATIE.mgomez@catie.ac.cr

En términos de carbono, el aprovechamiento removió del bosque 10,2 tC/ha, de las cuales solamente 1,4 tC/ha (13,7%) terminaron en productos de aserr .



Fotos: Edgar Bámaca y William Arreaga.

Resumen

El aprovechamiento y transformación industrial de la madera de bosques naturales tropicales genera grandes cantidades de residuos leñosos que, al quemarse o descomponerse, producen emisiones de dióxido de carbono (CO₂), el principal gas con efecto invernadero. La importancia del carbono en los residuos de los procesos de aprovechamiento y aserrío fue evaluada mediante un estudio en la unidad de manejo Río Chanchich, Petén, Guatemala en el 2002. Para un total de 57 árboles -el 4,5% de los árboles aprovechados- se estimó el volumen de madera y la biomasa dañada por la caída de cada árbol. La biomasa removida por la apertura de caminos y patios de acopio se estimó a partir del tamaño de las áreas abiertas. En el aserradero se estimó el volumen útil y de residuos de 95 trozas.

El volumen promedio por árbol aprovechado fue de 6,24 m³, y solamente el 53,3% de la madera llegó al aserrío; el resto quedó como residuos en el bosque. Del volumen de las trozas aserradas, un 87% correspondió a madera; el rendimiento del aserrío fue de 51,2% del volumen sin corteza, utilizando un aserradero portátil.

En términos de carbono, el aprovechamiento removió del bosque 10,2 tC/ha, de las cuales solamente 1,4 tC/ha (13,7%) terminaron en productos de aserrío.

Palabras claves: aprovechamiento forestal; aserrado; residuos de explotación forestal; dióxido de carbono; efecto invernadero; Reserva de la Biosfera Maya; Petén; Guatemala.

La responsabilidad humana por el calentamiento global observado en el último siglo es cada vez más evidente. Las emisiones de gases que provocan el efecto de invernadero (GEI) se consideran como la principal causa antropogénica del cambio climático. El GEI más importante liberado por las actividades humanas es el dióxido de carbono (CO₂), el cual ha aumentado de concentración en un 25% a partir de la revolución indus-

trial (Ciesla 1996). Las principales fuentes emisoras de CO₂ son la quema de combustibles fósiles y el cambio de uso de la tierra (Dixon *et al.* 1994, Trexler y Hauyen 1995, Ciesla 1996, Fundación Solar 2000).

El manejo de los bosques (naturales o plantaciones) ofrece la oportunidad de mitigar, en parte, los efectos del cambio climático provocado por las emisiones de GEI debido a que los árboles pueden absorber CO₂ de la atmósfera mediante la

fotosíntesis. Sin embargo, los árboles son solamente depósitos temporales de carbono; al cortarlos, quemarlos, o al morir por causas naturales, parte del carbono es liberado nuevamente a la atmósfera a través de los procesos de descomposición o quema (Ciesla 1996, Fundación Solar 2000).

En la zona de uso múltiple de la Reserva de Biosfera Maya (RBM), en Petén, Guatemala, está permitido el aprovechamiento de especies ma-

Summary

Carbon content of forest products and residues generated by timber harvesting and sawmilling in the Mayan Biosphere Reserve.

The use and industrial transformation of timber from tropical natural forests produce big quantities of wood residues that generate emissions of carbon dioxide (CO₂) when burned or decayed. The greenhouse effect is mainly produced by CO₂ emissions. Carbon content in wood residues was evaluated in the forest management unit Rio Chanchich, Petén, Guatemala. Wood volume per individual and the biomass damaged by felling of each tree were estimated for 57 trees (4,5% of the trees cut). Biomass eliminated by road and stockyard construction was estimated according to size of the cleared area. Useful volume and residues from 95 wood logs were estimated at the sawmill.

Average volume per individual was 6,24 m³. Only 53,3% of the wood arrived at the sawmill while the rest remained as residues in the forest. From that amount, 87% was timber; milling efficiency was 51,2%, using a portable sawmill.

In terms to carbon, logging removed 10,2 tC/ha from the forest, but only 1,4 tC/ha (13,7%) ended up in wood products.

Keywords: logging; sawed; residues of logging; carbon dioxide; greenhouse effect; Mayan Biosphere Reserve; Petén; Guatemala.

derables, si se emplean técnicas de impacto reducido. Aún así, el aprovechamiento genera una gran cantidad de residuos, la mayoría de los cuales no se utilizan y quedan en el campo, donde se descomponen y liberan el CO₂.

Con este estudio se busca estimar la cantidad de carbono almacenado en diferentes productos y residuos forestales resultantes de los procesos de aprovechamiento y aserrío en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. La evaluación se realizó en la concesión Río Chanchich, manejada desde 1998 por la Sociedad Civil Impulsores Sutchitecos. Con los resultados de este estudio se espera contribuir a la generación de información útil para la promoción del manejo forestal sostenible y para el diseño de proyectos de secuestro y reducción de emisiones de GEI en el sector forestal.

Metodología

Características biogeográficas del área de estudio

La unidad de manejo (UM) Río Chanchich tiene una extensión de 12 173 ha (SCIS/NPV 2000) y se ubica en la zona de vida bosque húmedo Subtropical Cálido (bh-St(c)). La precipitación media anual es de 1530 mm, los cuales se concentran entre los meses de junio a octubre; durante el resto del año se da una estación seca muy marcada. La temperatura oscila entre 20 y 32°C, con un promedio de 25°C. La humedad relativa promedio es de 77% y la evapotranspiración de 79,8 mm (UNEPET 1992).

El aprovechamiento forestal en el área de estudio

En el año 2002, en la UM Río Chanchich se aprovecharon 1263 individuos pertenecientes a 16 especies en una extensión de 366 ha. El volumen extraído fue de 7545,4 m³

(20,61 m³/ha). El área basal total por hectárea fue de 21,16 m²/ha a partir de 10 cm dap (SCIS/NPV 2000); el aprovechamiento extrajo 1,12 m²/ha, el 5,3% del total.

Definición de la población y tipo de muestreo utilizado

Los árboles a extraer en el área de corta del 2002 conformaron la población estudiada. Para definir las unidades de observación se empleó el Muestreo Aleatorio Simple de los árboles a cortar, ponderado por la abundancia por especie.

Recolección de datos

A partir del Plan Operativo Anual se seleccionaron 57 árboles comerciales¹ (4,51% del total) con dap entre 50 y 135 cm, pertenecientes a diez especies; la especie con más individuos seleccionados fue *Callophyllum brasiliense* (49,1%), seguida por *Swietenia macrophylla* (21,1%).

Luego de la tumba, los árboles fueron cubcados en el campo por componentes: tocón, fuste comercial, fuste no comercial, ramas con más de 20 cm de grosor, ramas entre 19,9 y 10 cm de grosor y ramas entre 9,9 y 2 cm de grosor.

El volumen de madera en tocónes se determinó utilizando la fórmula del neiloide truncado (Prodan *et al.* 1997). Además, se pesaron los bocados resultantes por la acción de la tumba, con la ayuda de una balanza tipo romana.

El volumen del fuste comercial, fuste no comercial y ramas >20 cm de grosor se estimó con la fórmula de Smalian. Para el fuste comercial, se consideraron secciones de dos metros de largo; para el fuste no comercial y las ramas >20 cm de grosor no importó el largo, siempre y cuando las secciones fuesen rectas. El punto de separación entre el fuste comercial y no comercial quedó a

critorio del tumbador; por lo general, este punto corresponde al inicio de las ramas, aunque depende también de la calidad fitosanitaria del fuste y del diámetro menor apto para el aserrío.

Del 30%² de los individuos de la muestra original, se estimó el volumen de las ramas entre 2 y 19,9 cm de grosor. Para esto se clasificaron las ramas en dos grupos de grosor: entre 10 y 19,9 cm y entre 2 y 9,9 cm. Las ramas fueron cortadas procurando secciones rectas no mayores a un metro de largo. Las secciones fueron cubcadas midiendo el diámetro al centro y el largo; el volumen se estimó por medio de la fórmula del cilindro.

La misma muestra de 57 individuos se utilizó como base para determinar el volumen de madera dañada por la tumba y el arrastre. En cada sitio de tumba se consideraron todos los individuos dañados dentro o fuera del claro, con dap >5 cm; la clasificación empleada fue la siguiente: 1) Levemente dañado, 2) Severamente dañado, 3) Muy severamente dañado, 4) Derribado y descopado. Luego de la tumba, en parcelas de 25 m de largo, por el ancho de la vía de arrastre de cada individuo seleccionado, se tomó información de los individuos derribados, muertos y muy severamente dañados. El valor promedio fue extrapolado a todas las vías construidas. Para los caminos principales se consideró el volumen de residuos a partir del área real de aperturas.

Por último, para estimar los residuos producidos durante la apertura de los patios de acopio, se realizó el censo de los individuos a partir de 5 cm dap, antes y después de la apertura. Se midió el área de apertura y se estimó el volumen removido por unidad de área. En total, se establecieron cuatro patios de acopio.

¹ Para aumentar el tamaño de la muestra se recolectó información de 50 individuos en el área de corta 2002 de la UM Uaxactún, también ubicada en la Zona de Uso Múltiple de la RBM. En estos individuos estuvieron representadas cuatro especies, principalmente *Lonchocarpus castilloi* (42%) y *Swietenia macrophylla* (34%), con diámetros entre 50 y 140 cm. El tratamiento que recibieron fue el mismo. Para disminuir el error de muestreo de algunos parámetros se unieron los resultados de todos los individuos (107 en total).

En el aserrío se utilizó un método indirecto de medición para estimar el volumen de residuos. Los tipos de residuos considerados fueron: lepas, aserrín, orillas y otros (secciones que presentan daños por rajaduras, huecos u otros defectos). En esta etapa se seleccionaron 95 trozas al azar; el 92,6% fueron de la especie *Swietenia macrophylla*, 4,2% de *Dendropanax arboreum* y 3,2% de *Calophyllum brasiliense*. Cada troza fue cubicada mediante la fórmula de Smalian, antes del ingreso al aserradero. A cada sección obtenida luego de cada corte, se le midió el ancho de corte, ancho útil, largo y grosor. El volumen de aserrín se obtuvo del aserrío principal y del desorillado, a partir del volumen de madera eliminado en cada corte (longitud de corte * ancho de diente de la sierra * ancho de corte). El volumen de lepas y orillas se consideró como de un solo tipo. La estimación del volumen de estos residuos se realizó por diferencia (al volumen total de la troza se sustrajo el volumen de aserrín y el volumen de madera aserrada luego del desorillado). El volumen de madera útil final se estimó a partir de información publicada (Martínez 2002).

Estimación del carbono contenido en los residuos

Los residuos producidos durante los procesos de aprovechamiento y aserrío fueron valorados en unidades de carbono. Primero se estimó la cantidad de biomasa seca que corresponde a un volumen dado, luego se multiplicó ese valor por el peso específico básico de cada especie estudiada, y se convirtió la biomasa seca total a unidades de carbono; para ello se utilizó el factor de conversión de biomasa a carbono recomendado por IPCC (1996): 0,5.



La construcción de camino y vías de arrastre produjo residuos que generaron un total de 1,94 tC/ha

Análisis de datos

Se realizaron análisis de correlación y regresión para relacionar las variables dasométricas con el volumen de residuos. Los datos extremos o atípicos se eliminaron para no perjudicar las ecuaciones generadas. Los criterios para la selección de las ecuaciones fueron:

- Lógica y simplicidad del modelo
- Coeficiente de determinación (R^2)
- Coeficiente de variación
- Análisis de variancia
- Supuestos de normalidad.

El conjunto de datos obtenidos se describió utilizando estadística descriptiva.

Resultados y discusión

Volumen total por individuo

Los individuos en estudio tienen un volumen total promedio de $6,24 \text{ m}^3$ ($d.e.^3=1,936 \text{ m}^3$; $n=29$; dap promedio=65,6 cm), el cual se distribuye de la siguiente forma: 6% madera en tocón, 53% madera en fuste comercial, 6% madera en fuste no comercial, 19% madera en ramas >20 cm de grosor y 16% madera en ramas

entre 19,9 y 2 cm de grosor. El volumen total de madera presenta una correlación aceptable con la variable dap ($r=0,91$; $Pr>r<0,0001$; $n=29$), por lo que se desarrolló la ecuación que aparece en la figura 1, ajustada principalmente a árboles comerciales entre 50 y 100 cm dap .

Estimación de volumen de madera comercial en el campo

El volumen de madera comercial por individuo aprovechado fue de $3,72 \text{ m}^3$ ($d.e.=2,659 \text{ m}^3$, $n=103$); o sea, aproximadamente el 53,3% del volumen total por individuo. Ese porcentaje es similar al reportado por Soliz Saucedo (1998) para los bosques húmedos tropicales de Bolivia, donde aproximadamente el 60% de la biomasa total se ubica en el tallo. La madera fue arrastrada con tractor forestal hasta los patios de acopio y desde allí, al punto final de aserrío.

Para poder estimar el volumen comercial en el campo se generó una ecuación de regresión (Figura 2) en la que sólo se incluyó el dap , debido a que la altura no fue medida con aparatos forestales. Se encontró

² Con el fin de mejorar la precisión de los estimados, a esta submuestra se agregaron los datos provenientes de 15 individuos de la UM Uaxactún.

³ d.e.=desviación estándar

que el dap presenta una alta correlación con el volumen de madera comercial ($r=0,937$; $Pr>r=<0,0001$; $n=103$); se hicieron ajustes principalmente para individuos de especies comerciales entre 50 y 140 cm dap.

Residuos por individuo

Se calcula que las actividades del aprovechamiento forestal generan, en promedio, $3,054 \text{ m}^3$ ($d.e.=1,213 \text{ m}^3$; $n=30$) de residuos por cada árbol aprovechado, lo que equivale a un desperdicio del 46,57%. Más del 30% de ese volumen se encuentra en las ramas de diámetros mayores; si tal madera se aprovechara, se podría reducir considerablemente la cantidad de desperdicios dejados en el bosque. En el área evaluada, esa madera no se utilizó por falta de tiempo y/o recursos para procesarla y sacarla, además de que tal aprovechamiento es poco rentable.

Se encontró una correlación aceptable entre el volumen total de residuos por individuo en el campo, con la variable dap ($r=0,79$; $Pr>r=<0,0001$; $n=30$); además, el volumen de residuos correlaciona positivamente con el volumen total del individuo (Figura 3). Después de probar diferentes modelos de regresión, se escogió el que se presenta en la figura 4, el cual se ajusta principalmente a individuos entre 50 y 100 cm dap.

Por cada metro cúbico de madera en troza, listo para ser arrastrado al patio de acopio, queda un residuo de $0,947 \text{ m}^3$, sin considerar los árboles dañados por la tumba. En el cuadro 1 se presenta el volumen de madera en cada grupo de residuos, por metro cúbico de madera comercial en troza.

Residuos producidos por la tumba de los árboles evaluados
La mayor intensidad de individuos muertos por la acción de la caída se dio en las clases diamétricas inferiores (5-20 cm), debido a su mayor abundancia y susceptibilidad. Simi-

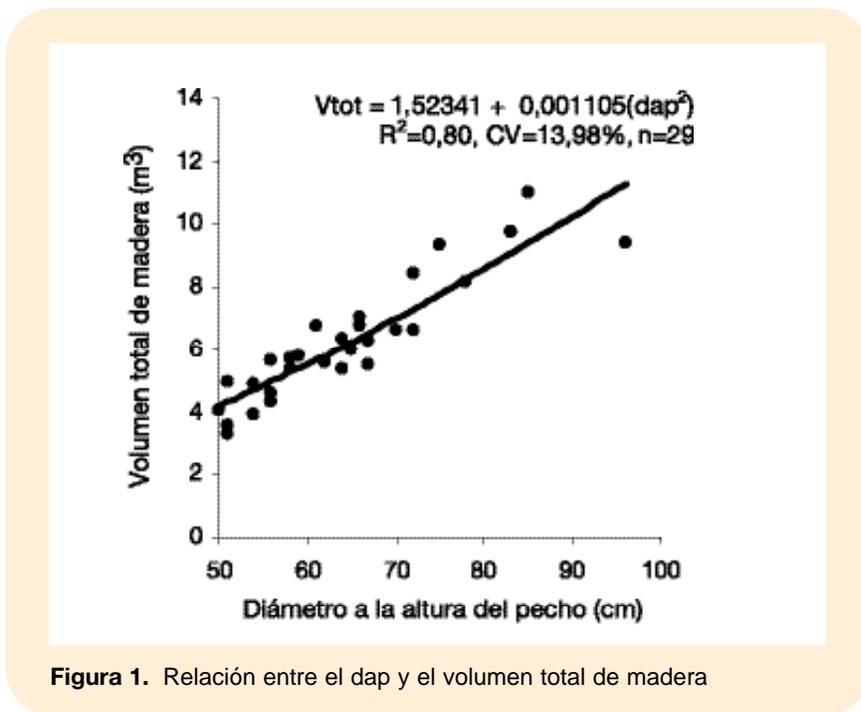


Figura 1. Relación entre el dap y el volumen total de madera

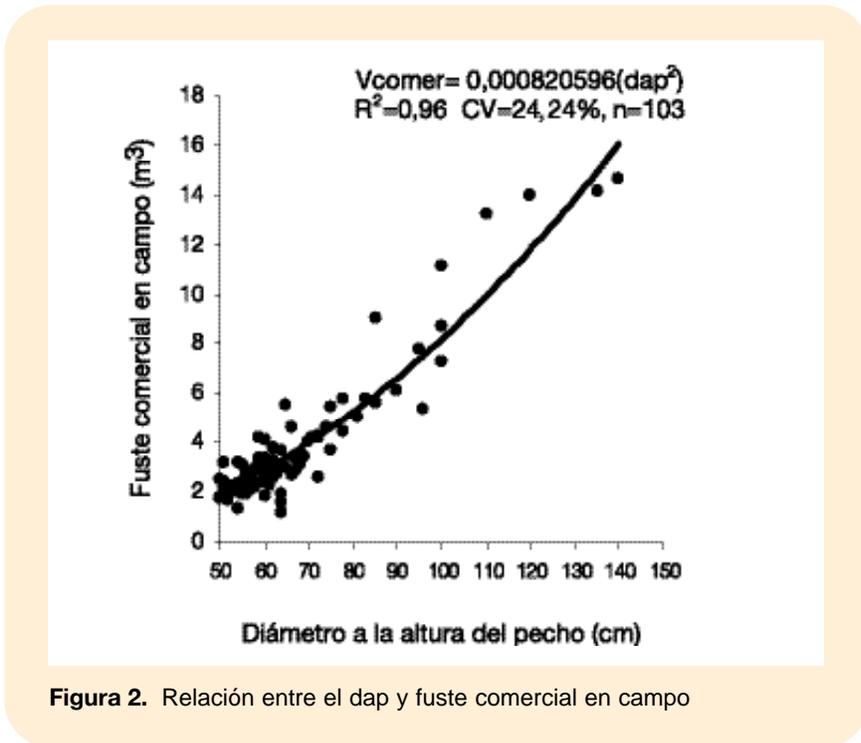


Figura 2. Relación entre el dap y fuste comercial en campo

lar situación reporta Morales (1995) en un aprovechamiento forestal en la cooperativa Bethel, Petén, Guatemala. En promedio, cada individuo tumbado eliminó un área basal de $0,33 \text{ m}^2$ del árbol mismo, y $0,17 \text{ m}^2$ ($d.e.=0,137 \text{ m}^2$, $n=49$) por descope

total o derribo (92%), o por lesiones muy graves a individuos remanentes. Esto equivale, aproximadamente, a la muerte de 10 individuos (36 ind/ha) con diámetro promedio de 12,6 cm (rango de dap = 5 - 50,5 cm).

Cuadro 1.Volumen de madera en residuos (m³/grupo) en relación con un metro cúbico de madera útil en troza

Tocón	Fuste no comercial	Ramas >20 cm	Ramas 19,9 - 10 cm	Ramas 9,9 - 2 cm	Residuos totales
0,126 d.e.=0,097 n=101	0,133 d.e.=0,176 n=107	0,352 d.e.=0,33 n=106	0,183 d.e.=0,1 n=32	0,129 d.e.=0,066 n=32	0,947 d.e.=0,434 n=30

La intensidad de corta en el sitio fue de 3,5 ind/ha; o sea que 0,60 m²/ha son eliminados por la caída de los árboles aprovechados. Este valor es similar al reportado por Manzanero (1998) en un aprovechamiento forestal en Carmelita, Petén, Guatemala, quien indica que se eliminaron 0,62 m²/ha. El área basal eliminada tiene valores muy variables, dependiendo principalmente del tipo de bosque y la intensidad del aprovechamiento.

La biomasa se calculó a partir del diámetro. Se utilizó la siguiente ecuación, generada por Brown *et al.* (1989) para bosques en zonas de vida húmeda tropical, con los siguientes valores: $R^2 \text{ adj}=0,78; n=168; CME^4=0,0618$:

$$Y=38,4908 - 11,7883(\text{dap}) + 1,1926 (\text{dap}^2)$$

Donde:

Y = Biomasa por individuo (kg/árbol)

dap = Diámetro a la altura del pecho en cm

La biomasa promedio eliminada por sitio de tumba fue 1,44 ton/sitio ($d.e.=1,3 \text{ ton}; n=49$).

Residuos producidos en el aserrío de la muestra estudiada
Antes de que las trozas ingresaran al aserradero, fueron descortezadas para evitar el desgaste de las cintas, ya que en la corteza quedan residuos de lodo y piedrecillas. Para el cálculo del volumen en troza sin corteza se tomó un grosor promedio

de corteza de 2,2 cm ($n=74$), determinado con base en los datos de tumba de individuos de seis especies durante el aprovechamiento que en 1995 se hiciera en San Miguel La Palotada, Petén, Guatemala (CATIE/Olafo s.f.).

Del total de la madera aprovechada, el 86,94% ($d.e.=2,71\%; n=95$) ingresó al aserrío como madera sin corteza. Esto se consideró como el 100% de la madera de insumo para calcular el rendimiento y los residuos en la fase de aserrío. Se utilizó un aserradero portátil marca Wood Mizer, modelo LT40 Súper Hidráulico, con ancho de corte de 0,16 cm.

Del volumen total de madera en troza que ingresó a la cadena de aserrío, se perdió 6,06% ($d.e.=0,943\%; n=95$) en forma de aserrín; 18,44% ($d.e.=8,801\%; n=95$) como lepas y orillas; 8,93% ($d.e.=1,398\%; n=95$) como 'macía' (sobremedida en cada tabla (0,5 cm) para que el comprador final pueda darle el acabado, sin perder el grosor original). Hasta este punto, del 100% de madera en troza sin corteza, el 33,43% ($d.e.=8,039\%; n=95$) se ha convertido en residuos, y aún faltan el despunte y los cortes de clasificación preliminar. Para calcular la pérdida durante este último paso, se utilizó la ecuación generada para estimar el volumen de madera aserrada en pies tablares a partir de mediciones en troza de *Swietenia macrophylla*, la cual fue desarrollada por Martínez (2002) en un estudio en la misma zona. A partir de esta ecuación se es-

timó que el volumen de madera en tabla, resultante del aserrío de una troza, es en promedio el 51,23% ($d.e.=5,405\%; n=51$), y 14,2% ($d.e.=4,886\%; n=51$) el porcentaje promedio de residuos causado por el despunte y clasificación preliminar. Se obtiene, entonces, un valor de rendimiento del 51,23%, muy similar al promedio de 48,5% reportado por Soto *et al.* (2000) para 21 aserraderos en la región Huetar de Costa Rica. Cruz (1998) reporta un rendimiento del 43,4% para el aserrío de 122 trozas de *S. macrophylla* con el uso de un aserradero de banda, de ancho de 1/8" (3,1 mm).

Con base en el volumen útil total, se determinó una relación metro cúbico en troza vrs.pies tablares de 217. El porcentaje final de residuos fue de 48,77% ($d.e.=5,405\%; n=51$). Esto quiere decir que por cada metro cúbico de madera en tabla listo para el embarque, se genera 0,974 m³ ($d.e.=0,218 \text{ m}^3; n=51$) en residuos.

Las ecuaciones de regresión permitieron estimar el volumen de madera aserrada y el volumen de residuos hasta después del despunte. Las ecuaciones fueron construidas a partir de trozas con diámetro promedio entre 38 y 100 cm y largos entre 2,54 y 5,8 m.

$$\text{Volumen útil} = -0,0862747 + 0,000047 (\text{prom}^2 * \text{largo})$$

$$R^2=0,9755, \text{ CV}=9,368\%, n=51$$

$$\text{Volumen resd} = 0,08801627 + 0,0000317036 (\text{prom}^2 * \text{largo})$$

$$R^2=0,9375, \text{ CV}=11,52\%, n=51$$

⁴ CME= Cuadrado medio del error

⁵ Proceso en el cual a las trozas se les elimina la corteza.

Donde:

Volumen útil = Volumen de madera aserrada en m^3

Volumen resid = Volumen de residuos (macia, aserrín, lepa y desorillado, despunte y clasificación) en m^3

Prom = promedio de los diámetros de las dos caras de la troza en cm

Largo = largo de la troza en metros

Estimación del carbono en residuos producidos por el aprovechamiento y aserrío forestal

El flujo general de residuos producidos en las diferentes etapas del aprovechamiento y aserrío se presenta en la figura 5. Del 100% del volumen total de un individuo, solo el 24,4% se convierte en madera lista para su comercialización; el resto son residuos que en su mayor parte se desperdician, lo que representan emisiones diferidas de carbono.

Desperdicios en el campo. Según Arreaga (2002) los bosques de Río Chanchich tienen una biomasa de 209,4 ton/ha (aproximadamente 104,7 tC/ha). Utilizando las ecuaciones generadas, se procedió a estimar el volumen de madera que se pierde durante todo el ciclo.

La acción de tumba de los árboles significa la extracción de 5,48 tC/ha; o sea, alrededor de 2004,62 tC en toda el área anual de aprovechamiento (AAA). Del total de carbono removido, se quedan botados 2,46 tC/ha (900,65 tC/AAA); principalmente en ramas >20 cm de grosor (Figura 6a), las cuales pudieran ser procesadas para evitar la pérdida del carbono almacenado. En orden de importancia, le siguen las ramas entre 2 y 19,9 cm de grosor, fuste no comercial y tocón. Se calcula que los daños causados por la caída de los árboles generó un total de 2,49 tC/ha (912,05 tC/AAA).

Para la extracción de las trozas hasta los patios de acopio, se construyeron alrededor de 46 415 metros

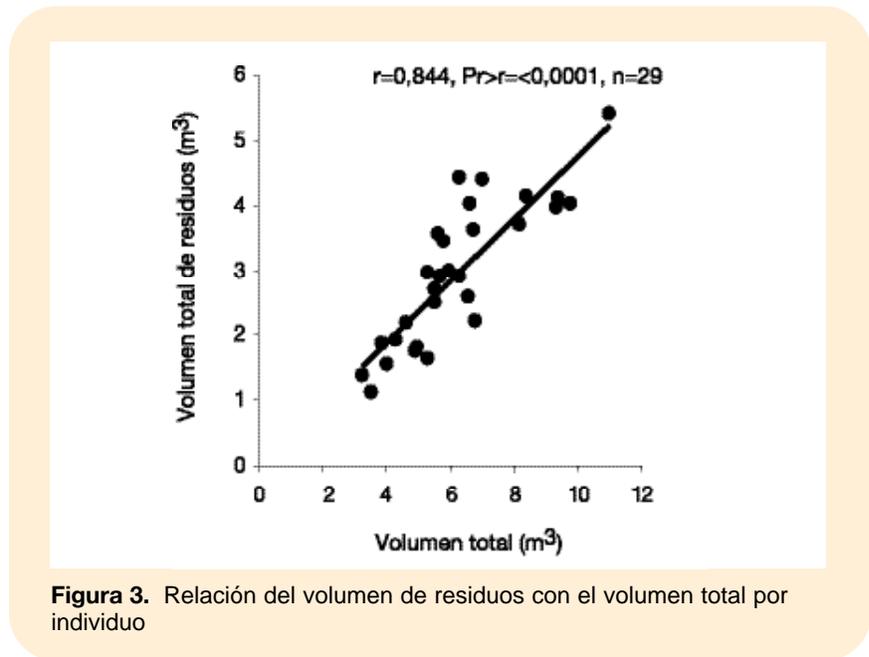


Figura 3. Relación del volumen de residuos con el volumen total por individuo

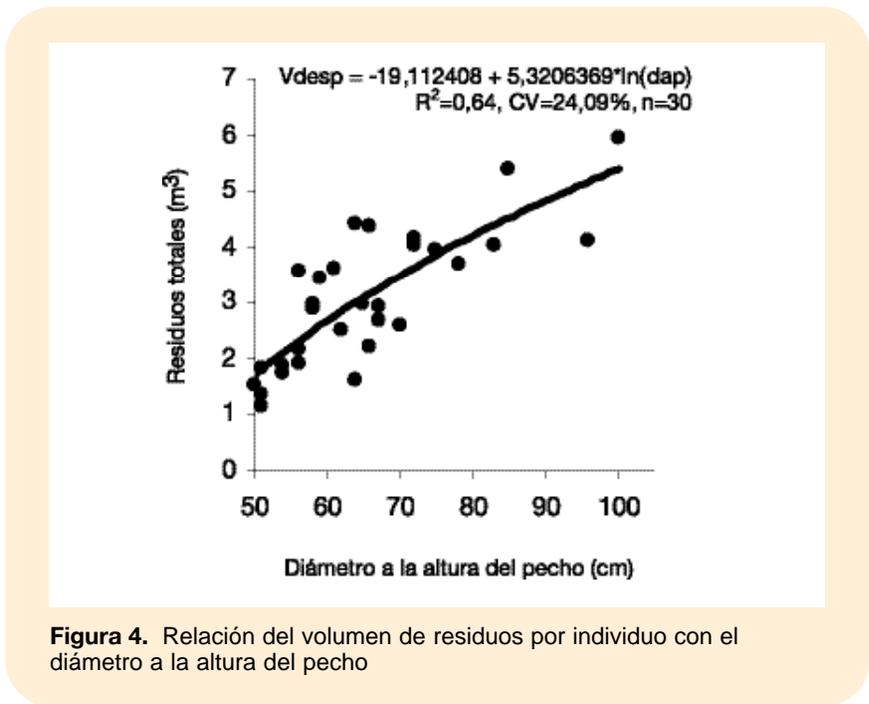


Figura 4. Relación del volumen de residuos por individuo con el diámetro a la altura del pecho

de vías de arrastre con un ancho promedio de 4 m, lo que da un área disturbada de 18,64 ha. Los caminos principales tuvieron una longitud total de 3217 m con ancho promedio de 12 m (área disturbada de 3,68 ha). El área total de bosque bajo caminos y vías de arrastre fue del

6,1%. El ancho promedio reportado para las vías de arrastre es mayor que las reportadas por Contreras y Morales (1995) y Johns *et al.* (1996), quienes hablan de 3,6 m y 3 m de ancho, respectivamente. Si bien la construcción de caminos y vías de arrastre se hizo en forma planificada

⁶ AAA = Área anual de aprovechamiento 2002

y evitando la tumba de árboles de diámetros mayores, como residuos forestales quedó un total de 1,94 tC/ha (711,72 tC/AAA).

Los cuatro patios de acopio significaron la remoción del bosque en un área de 0,88 ha, con lo que se generó un promedio de 0,275 tC/ha (100,53 tC/AAA). En total, en el bosque quedan residuos por 2624,95 ton C (7,17 ton C/ha).

En la región Huetar Norte de Costa Rica, se dañó solamente el 5% del área boscosa por la construcción de caminos y vías de arrastre para extraer 3,95 ind/ha (Méndez 1993), lo que indica que en Río Chanchich es posible disminuir el daño a la masa remanente. En Costa Rica se logró gracias al mejoramiento de la planificación de caminos y a la disminución de los anchos de vías de arrastre y vías principales.

Desperdicios en aserradero. El volumen de madera útil transformado a productos es bajo, ya que solamente el 45% de la troza se convierten en tablas (flich). En total, se estima que el aserrío genera residuos por 601,33 tC, de los cuales las lepas y orillas son el principal componente. Le siguen en orden de importancia, la corteza, la madera resultante por clasificación y despunte, macía y aserrín.

De los subproductos (residuos) ninguno tiene un uso específico; la corteza permanece como basura en el patio de aserrío, el aserrín es acumulado en un sitio dentro del patio de aserrío, las lepas y orillas son usadas principalmente como combustible o para la construcción de cercos y los residuos resultantes por la clasificación y despunte son utilizados, en parte, por las carpinterías locales.

Carbono total removido. El proceso de aprovechamiento y aserrío extrae 3728,91 ton C (10,19 ton C/ha); aproximadamente el 9,73% del total de carbono almacenado por el bosque (Figura 6a). De ese porcentaje, sólo el 13,5% se mantiene secuestrado en productos de madera, y el resto (86,5%) queda en pro-

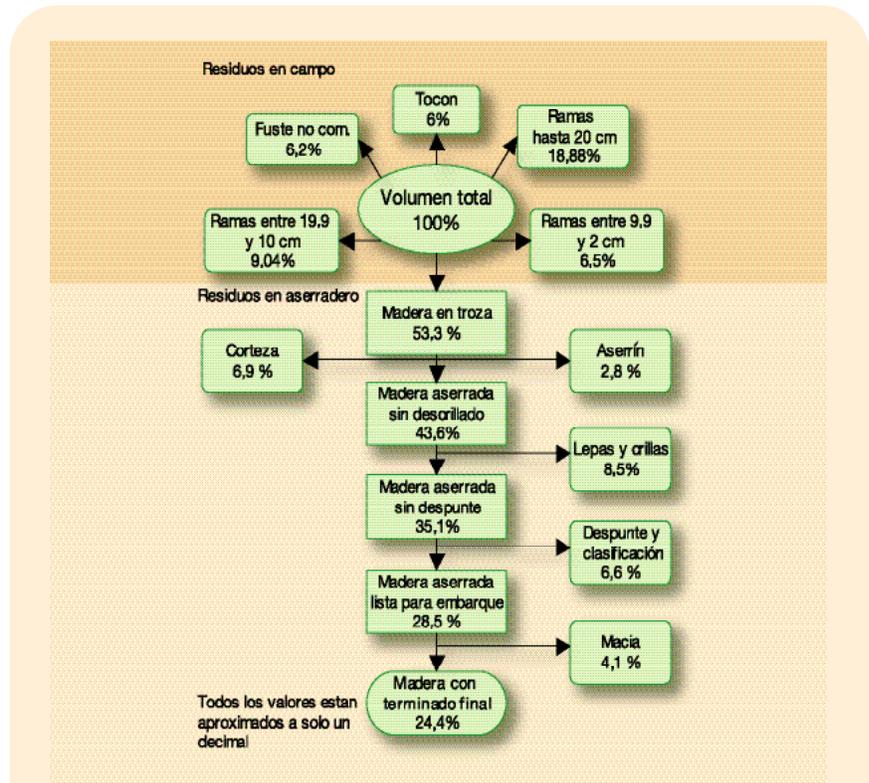


Figura 5. Flujograma de madera para un individuo promedio de la UM Río Chanchich para el aprovechamiento 2002

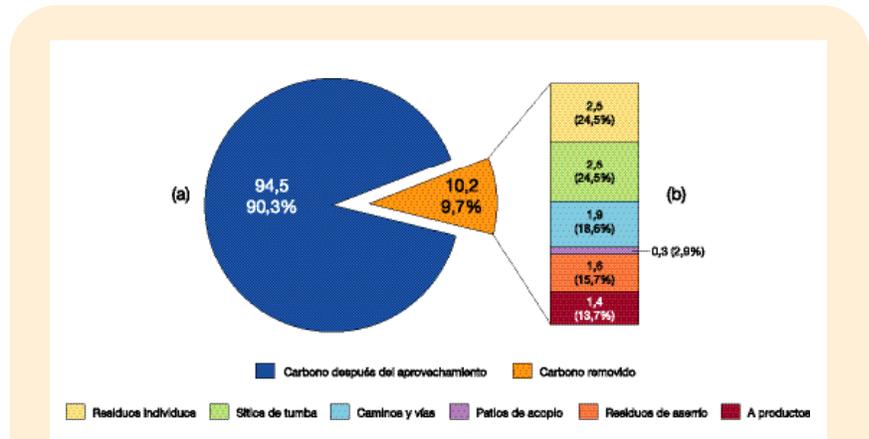


Figura 6. Relación del volumen de residuos con el volumen total por individuo

(a) Carbono (ton/ha y %) removido del bosque. (b) Desglose de carbono en diferentes residuos y productos del aprovechamiento y aserrío en ton/ha y % del carbono removido

ceso de descomposición y, por lo tanto, en proceso de liberación (Figura 6b). El carbono que se extrae con el aprovechamiento forestal es relativamente poco, en comparación con

el remanente; esto se debe, más que todo, a las variables que influyen sobre la cantidad de carbono removido, la intensidad de corta y las técnicas de aprovechamiento utilizadas.

Conclusiones

1. Un individuo promedio tiene un volumen de 6,237 m³ en madera hasta ramas de 2 cm de grosor, contenido principalmente en el fuste comercial y en ramas > 20 cm de grosor. En promedio por cada metro cúbico de madera que es transportado para el aserrío, en el bosque quedan como residuo 0,947 m³.
2. La ecuación
$$V_{\text{com}} = 0,000820596 (\text{dap}^2)$$
da una buena estimación del volumen extraído con base en el dap; el $V_{\text{desp}} = -19,112408 + 5,3206369 \cdot \ln(\text{dap})$ para la de los residuos causados por la extracción. Igualmente se encontraron ecuaciones de regresión válidas para la estimación del volumen útil y de residuos en el proceso de aserrío.
3. El rendimiento del aserradero Wood Mizer LT40, propiedad de la Sociedad Civil “Impulsores Suchitecos”, es del 51,2% a partir de trozas sin corteza.
4. De cada árbol, 24,4% de su madera llega a ser producto, fijando 13,7% del total de carbono removido para su aprovechamiento y 1,5% del total de carbono almacenado en el bosque original.
5. La intensidad de corta, la utilización de tala dirigida, la planificación de caminos y el uso de ramas con grosor para aserrío, ofrecen oportunidades para la reducción de residuos forestal y un mayor almacenamiento de carbono en productos.

Recomendaciones

1. Las instituciones encargadas del manejo forestal en la Reserva de Biosfera Maya y los grupos comunitarios concesionarios deben de buscar los mecanismos necesarios para reducir el volumen de residuos producidos durante el aprovechamiento forestal. Aunque actualmente son pocos en comparación con la biomasa que queda en pie, se puede disminuir aun más el impacto sobre el bosque y aumentar el volumen de madera útil.

2. Debe de existir una capacitación constante por parte de los grupos comunitarios en aspectos de tala dirigida, planificación y apertura de caminos ya que son los componentes que más provocan residuos en el bosque.
3. Como continuidad al presente estudio, se debería de estudiar el proceso de descomposición de residuos producidos por el aprovechamiento, para determinar la tasa de liberación de carbono en el tiempo y poder comparar con la

tasa de fijación de parte de la vegetación que se reestablece en las áreas disturbadas. 

Agradecimientos

Al proyecto Cambio de Uso de la Tierra y Flujos de Carbono en Centroamérica (LUCCAM, por sus siglas en Inglés), por el aporte financiero para el desarrollo de la investigación. También agradecemos la valiosa colaboración de Fundación Naturaleza para la Vida y de las sociedades civiles Impulsores Suchitecos” y “Organización, Manejo y Conservación.

Literatura citada

- Arreaga Gramajo, WE. 2002. Estimación del carbono almacenado en bosques con manejo forestal sostenible. Reserva de Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 74 p.
- Brown, S.; Gillepie, AJR; Lugo, A. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35(4):881-902.
- CATIE/Olafo, s.f. Bases de datos de aprovechamientos forestales en la UM San Miguel la Palotada años 1995, 1996, 1998 y 1999, y UM La Pasadita años 1997, 1998 y 1999, Petén, GT. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Ciesla, WM. 1996. Cambio climático, bosques y ordenación forestal: una visión de conjunto. Roma, Italia, FAO. 146 p. (Estudio FAO Montes 126).
- Contreras, J.; Morales, J. 1995. Evaluación de los efectos del aprovechamiento forestal sobre el bosque residual en Bethel, La Libertad, Petén. Petén, GT, CI/Propetén. 34 p.
- Cruz Bolaños, JL. 1998. Rendimiento de aserrío industrial de madera en rollo, de la caoba (*Swietenia macrophylla* King.) unidad de manejo Río Chanchich, Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Investigación Inferencial. Huehuetenango, GT, Universidad de San Carlos de Guatemala, Centro Universitario del Noroccidente. 36 p.
- Dixon, RK; Brown, S.; Houghton, RA; Solomon, AM; Trexler, MC; Wisniewski, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263:185-190.
- Fundación Solar, GT. 2000. Elementos técnicos para inventarios de carbono en uso del suelo. Ed. L Márquez. Guatemala, GT, Fundación Solar. 31 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1996. Guidelines for national greenhouse gas inventories: the reference manual. (en línea). Consultado 14 nov. 2002. Disponible en <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm> v.3.
- Johns, JS; Barreto, P; Uhl, C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89:59-77.
- Manzanero Cano, MA. 1998. Evaluación de los efectos causados por el aprovechamiento forestal en un bosque de la concesión forestal Carmelita, San Andrés, Petén. Informe EPSA. Huehuetenango, Universidad de San Carlos de Guatemala, Centro Universitario del Noroccidente. 104 p.
- Martínez Gómez, WA. 2002. Evaluación de rendimientos y costos de aserrío de tres especies maderables en la unidad de manejo Río Chanchich, Reserva de Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Tesis Ing. Agr. Huehuetenango, Universidad de San Carlos de Guatemala, Centro Universitario del Nor-Occidente. 67 p.
- Méndez Gamboa, J. 1993. Manejo del bosque natural en la Región Huetar Norte de Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 2(6):42-49.
- Morales Cancinos, JC. 1995. Evaluación de daños causados por un aprovechamiento forestal selectivo en el bosque de la Cooperativa Bethel, Libertad, Petén. Informe de práctica supervisada. Guatemala, Universidad de San Carlos de Guatemala, Facultad de Agronomía. 58 p.
- Prodan, M.; Peters, R.; Cox, F.; Real, P. 1997. Mensura forestal. San José, CR, Proyecto IICA/GTZ. 561 p. (Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible 1).
- SCIS/NPV (Sociedad Civil Impulsores Suchitecos/Fundación Naturaleza para la Vida, GT). 2000. Plan de manejo integrado de la unidad de manejo Río Chanchich, Melchor de Mencos, Petén: primera revisión. Petén, GT, NPV. 133 p.
- Soliz Saucedo, BG. 1998. Valoración económica del almacenamiento y fijación de carbono en un bosque subhúmedo estacional de Santa Cruz, Bolivia. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 113 p.
- Soto Sandoval, JA; Aguirre, JA; Méndez, J; Páez, G. 2000. Evaluación económica y ambiental de residuos forestales en aserraderos de Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 30:29-33.
- Trexler, MC; Haugen, C. 1995. Keeping it green: tropical forestry opportunities for mitigating climate change. Washington, US, World Resources Institute. 52 p.
- UNEPET (Unidad de Ejecución del Plan de Desarrollo Integral del Petén, GT). 1992. Inventario forestal del Departamento de Petén. Guatemala, GT. 98 p.

Crecimiento y productividad de plantaciones de seis especies forestales nativas de 20 años de edad en el bosque Alexander Von Humboldt, Amazonia Peruana

Ymber Flores Bendezú

ymerf@hotmail.com

Luis Ugalde A.

CATIE.lugalde@catie.ac.cr

Glenn Galloway

CATIE.galloway@catie.ac.cr

Fernando Carrera

CATIE.fcarrera@catie.ac.cr

Plantación de
Cedrelinga
catenaeformis en líneas
de enriquecimiento de
20 años de edad.
Bosque Nacional
Alexander von
Humboldt, Perú.



Foto: Ymber Flores.

Resumen

Se presenta los resultados de plantaciones experimentales de *Cedrelinga catenaeformis*, *Amburana cearensis*, *Copaifera reticulata*, *Aspidosperma macrocarpon*, *Swietenia macrophylla* y *Simarouba amara* en el Bosque Nacional Alexander von Humboldt, Perú. Los resultados obtenidos a 20 años de edad muestran el gran potencial de *C. catenaeformis*, la especie con el mejor crecimiento y productividad tanto en fajas de enriquecimiento como en plantaciones puras. Con esta especie se obtuvo en plantaciones puras un diámetro promedio a la altura del pecho de 35,8 cm, una altura total promedio de 26,42 m, un área basal de 30,35 m²/ha y un volumen promedio de 380,2 m³/ha, resultados que son estadísticamente superiores a los de las otras especies. Además, esta especie muestra excelentes resultados en sanidad, calidad de fuste, forma y posición de copa. En fajas de enriquecimiento, *C. catenaeformis* creció mejor en suelos acrisoles, con topografía de ondulada a colinosa y en fajas de 5 m de ancho.

Palabras claves: Plantación forestal; *Cedrelinga catenaeformis*; *Amburana cearensis*; *Copaifera reticulata*; *Aspidosperma macrocarpon*; *Swietenia macrophylla*; *Simarouba amara*; crecimiento; rendimiento; Bosque Nacional Alexander von Humboldt; Amazonía Peruana; Perú.

En el Perú, se ha estimado una deforestación acumulada de aproximadamente 9,5 millones de hectáreas, mientras que la reforestación realizada hasta 1998 cubre un total de 605 825 ha. La Amazonia, a pesar de ser la más extensa región boscosa del país, no presenta mayor actividad de reforestación. Una de las razones es la insuficiencia de conocimientos técnicos para respaldar el establecimiento de plantaciones, especialmente en cuanto a las especies nativas; además, la información existente está dispersa, fragmentada o inconclusa. Para aportar a la

solución de este problema, el INIA Instituto Nacional de Investigación Agraria (INIA) estableció una serie de plantaciones forestales que cumplen objetivos múltiples. No obstante, la mayor parte de la información generada en estas plantaciones aun no ha sido publicada. Tal es el caso de las plantaciones experimentales establecidas en el Bosque Alexander von Humboldt entre 1982 – 1985. En el presente artículo se compara el crecimiento, productividad y condición sanitaria de plantaciones de *Cedrelinga catenaeformis* Ducke, *Amburana cearensis* (Allemao) A.C. Smith,

Swietenia macrophylla King., *Copaifera reticulata* Ducke, *Aspidosperma macrocarpon* Mart. y *Simarouba amara* Aubl. establecidas en plantaciones puras. Asimismo, se determina el efecto del sistema de plantación, el suelo y la topografía en el crecimiento y la productividad *C. catenaeformis* y *A. cearensis* establecidas en fajas de enriquecimiento.

Metodología

El área experimental se encuentra dentro del Bosque Alexander von Humboldt entre 8°31'00" – 8°50'30" Sur y 74°14'27" – 74°55'10" Oeste.

Summary

Growth and productivity of native plantations of six forest species of 20 years of age in the forest Alexander Von Humboldt, Peruvian Amazonia.

Experimental plantations using the native species *Cedrelinga catenaeformis*, *Amburana cearensis*, *Copaifera reticulata*, *Aspidosperma macrocarpon*, *Swietenia macrophylla* and *Simarouba amara* were established in the National Forest Alexander von Humboldt, Peru. Twenty years after planting the results indicate the great potential of *C. catenaeformis*, the species with superior growth and productivity in both enrichment plantings and pure-block plantations. The species attained a mean diameter at breast height of 35,8 cm in pure plantations, mean height of 26,4 m, basal area of 30,3 m²/ha and a mean volume of 380,2 m³/ha. These results are statistically superior to those of the other species. This species also boasts excellent health, stem quality and form and crown position. In enrichment plantings *C. catenaeformis* grew better in acrisol soils, with undulating to hilly topography in 5 m wide strips.

Keywords: Plantation; *Cedrelinga catenaeformis*, *Amburana cearensis*; *Copaifera reticulata*; *Aspidosperma macrocarpon*; *Swietenia macrophylla*; *Simarouba amara*; growth; yield; Alexander von Humboldt National Forest; Peru.

La temperatura promedio es de 26,7°C, y la precipitación anual promedio es de 3600 mm. Los suelos son de origen sedimentario y pH promedio de 5,1. En la zona de estudio se encuentran suelos de tipo gleysol, acrisol y cambisol (Sistema FAO/UNESCO). El área experimental está ubicada a una altura entre 240 y 340 msnm, en tres zonas topográficas características: a) zona plana; b) zona ondulada y c) zona colinosa. Las evaluaciones se realizaron en dos tipos de plantaciones establecidas entre 1982-1984 (INIAA-JICA 1991):

Ensayo en plantaciones puras.- Consiste en bloques de 1 ha para cada especie ensayada. El terreno utilizado fue un campo de cultivo con siete años de abandono sobre suelos de tipo gleysol y acrisol con fisiografía plana (Carrera 1987, INIAA-JICA 1991, Vidaurre 1994). Las especies ensayadas fueron escogidas principalmente por su valor comercial: *C. catenaeformis*, *A. cearensis*, *S. macrophylla*, *S. amara*, *A. macrocarpon* y *C. reticulata*. Se empleó un diseño completamente al azar con cuatro repeticiones. Los tratamientos fueron las seis especies estudiadas. Las unidades experimentales fueron cuatro parcelas temporales rectangulares para cada especie. La parcela total es de 30 x 33 m (990 m²); cada parcela incluye 110 árboles a un distanciamiento entre árboles de 3 x 3 m. Para las mediciones de campo y procesamiento de datos se utilizó la metodología del Sistema MIRA-SILV (Ugalde 2000). Se midió el dap, altura total, altura comercial, estado sanitario y calidad de fuste. Para la forma y posición de copa se utilizó la clasificación de Synnot (1979). Se estimaron los siguientes parámetros: número de árboles por hectárea, porcentaje de árboles remanentes (%), dap promedio (cm); altura total promedio (m), altura dominante (m), altura comercial (m) e incrementos medios anuales para diámetro y altura total; área basal

por hectárea (m²/ha); volumen por hectárea (m³/ha) e incrementos medios anuales en volumen; calidad de fuste, estado fitosanitario del árbol, forma de copa y posición de copa. Para los análisis estadísticos se utilizó el programa estadístico SAS. Para los parámetros de crecimiento y productividad se realizó la comparación de medias utilizando la Prueba de Duncan. Para los parámetros de forma y sanidad se diseñaron gráficos y/o cuadros de la distribución de las frecuencias absolutas o relativas. Se aplicó una prueba ji-cuadrada para evaluar la hipótesis de independencia de las frecuencias con respecto a las especies.

Plantaciones en fajas de enriquecimiento.- En el Bosque Von Humboldt se ensayaron tres tipos de fajas de enriquecimiento (Vidaurre 1994):

1. *Fajas de 5 m de ancho.* Se instaló una línea de árboles en el centro de la faja, con una separación de 3 ó de 5 m entre plantas. Las entrefajas utilizadas fueron de 10, 15 y 20 m.
2. *Fajas de 10 m de ancho.* Se usaron dos variaciones de este sistema. En el primer caso, los plantones fueron ubicados en el centro de la faja a una distancia de 5 m entre plantas. En el segundo caso, se colocaron dos filas de árboles con una separación de 3 m entre filas y 3 m entre plantas. La entrefaja utilizada fue de 20 metros.
3. *Fajas de 30 m de ancho.* También se usaron dos variaciones. En el primer caso dentro de la faja hay 10 filas de árboles distanciadas 2,5 x 2,5 m. En el segundo caso hay 5 m de distancia entre filas y 15 m de distancia entre árboles.

El presente estudio evalúa específicamente a *C. catenaeformis* y *A. cearensis*, las especies que mostraron mejores comportamientos. Cada especie se analizó por separado. Se consideraron tres factores y tres niveles para cada factor: 1) sistemas de plantación (fajas de 5 m, 10 m y 30 m); 2) tipos de suelo (gleysol, acrisol y cambisol); 3) topografía (plana,

ondulada y colina). Los tratamientos ensayados con cada especie fueron los siguientes:

<i>C. catenaeformis</i>	<i>A. cearensis</i>
GLEPLA05	GLEPLA05
GLEPLA10	GLEPLA10
GLEPLA30	GLEPLA30
ACRPLA05	GLEOND05
ACRPLA10	ACRPLA10
ACRPLA30	ACRPLA30
ACROND05	ACROND05
CAMCOL05	ACRCOL05
CAMCOL10	CAMOND05
	CAMCOL05
	CAMCOL10

GLE = gleysol

ACR = acrisol

CAM = cambisol

PLA = plano

OND = ondulado

COL = colina

05 = faja de 5 m de ancho

10 = faja de 10 m de ancho

30 = faja de 30 m de ancho

Se utilizó un diseño completamente al azar con cinco repeticiones. El tamaño de muestra establecido fue de 100 individuos por tratamiento, por lo que cada una de las cinco repeticiones tiene 20 individuos. El número total de unidades experimentales o parcelas fue de 45 para *C. catenaeformis* y 55 para *A. cearensis*. Se consideraron dos opciones de tamaño de parcela: en la primera se considera como borde de la parcela el centro de la entrefaja; en la segunda se considera un borde situado a 5 m del límite de la entrefaja con la faja de enriquecimiento. El ancho de entrefaja de 5 m se eligió por ser la distancia mínima que evita que las copas de los árboles se entrecrucen a la edad de corta. Se estima, por ejemplo, que a 30 años de edad un árbol de *C. catenaeformis* debe tener 60 cm dap y entre 10-15 m de diámetro de copa (Schwyzer 1981, Blaser *et al.* 1985, Vidaurre 1994).

Para las mediciones de campo y procesamiento se utilizó la metodología del Sistema MIRA-SILV. Se midió el dap, altura total, altura comercial, estado sanitario y calidad de fuste. Para la forma y posición de copa, se utilizó la clasificación de Synnot (1979). Se estimaron los mismos parámetros que en el ensayo de plantaciones a campo abierto. Los análisis estadísticos se hicieron con el programa estadístico SAS. Para los parámetros de crecimiento y productividad se realizó la comparación de medias utilizando la Prueba de Duncan. La comparación de promedios grupales por tipo de suelo, fisiografía y sistema de plantación se hizo mediante pruebas de contrastes ortogonales. Se aplicó una prueba ji-cuadrada para evaluar la hipótesis

de independencia de las frecuencias de categorías de los parámetros con respecto a las especies.

Resultados y discusión

Plantaciones puras

El análisis de varianza no incluyó a *S. macrophylla* ni *A. macrocarpon*, ya que solo se evaluó una parcela de las cuatro necesarias (Cuadro 1). *C. catenaeformis* fue la especie con mayor dap promedio: 35,8 cm en 20 años. *S. amara* fue la segunda especie con mejor dap: 16,2 cm a los 20 años, lo cual es muy bajo para esta especie que se considera de rápido crecimiento. La mayor altura promedio fue para *C. catenaeformis* que alcanzó 26,4 m a los 20 años de edad. La causa de los bajos valores en altura promedio para *C. reticulata* y *A.*

cearensis puede atribuirse al inadecuado mantenimiento. La especie con mayor altura dominante fue *C. catenaeformis* con 30,78 m.

S. amara y *C. catenaeformis* muestran un 66% de individuos con fustes rectos y cilíndricos (Cuadro 2). La tendencia de *C. catenaeformis* a formar buenos fustes ya había sido reportada por Kanashiro y Yared (1991) y Vidaurre (1994). El 100% de los individuos de *C. catenaeformis* son clasificados como vigorosos, sin señales de plagas ni enfermedades. Asimismo, el 44,25% de individuos de *C. catenaeformis* y el 43,4% de *S. amara* muestran una copa completamente libre. En cuanto a la forma de la copa, *C. catenaeformis* posee la mejor arquitectura con el 26,7% de árboles con copa perfecta y 34,2%

Cuadro 1.

Crecimiento en plantaciones puras de cuatro especies forestales en el Bosque A. von Humboldt, Perú. Promedios con la misma letra no son estadísticamente diferentes (P 0,05), prueba de Duncan

Especie	Número de árboles por ha	Porcentaje de árboles actuales con respecto al número original (%)	dap (cm)	IMA dap (cm/año)	Altura total (m)	IMA altura total (m/año)	Altura dominante (m)	Altura comercial (m)
<i>Cedrelinga catenaeformis</i>	309 b	28 b	35,80 a	1,96 a	26,42 a	1,42 a	30,77 a	10,24 a
<i>Simarouba amara</i>	745 a	67 a	16,23 b	0,87 b	14,12 b	0,75 b	19,50 b	8,21 b
<i>Copaifera reticulata</i>	846 a	76 a	13,95 bc	0,75 bc	8,07 c	0,40 c	13,20 d	5,18 c
<i>Amburana cearensis</i>	877 a	79 a	12,20 c	0,63 c	8,60 c	0,45 c	16,42 c	5,55 c
R2	0,76	0,75	0,97	0,96	0,96	0,95	0,93	0,83
P > F	0,0005 *	0,0006 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *

Cuadro 2.

Frecuencia y porcentaje de forma de fuste con respecto al número total de ejes vivos en plantaciones puras de 20 años de edad de cuatro especies forestales nativas en el Bosque A. von Humboldt, Perú

Forma de fuste/Sanidad	Especies							
	<i>Cedrelinga catenaeformis</i>		<i>Copaifera reticulata</i>		<i>Amburana cearensis</i>		<i>Simarouba amara</i>	
	Frec.	%	Frec.	%	Frec.	%	Frec.	%
Poco sinuoso	14	11,4	39	11,6	81	23,3	68	22,9
Muy sinuoso	0	0,0	30	8,9	130	37,4	11	3,7
Bifurcado	13	10,6	7	2,1	7	2,0	6	2,0
Inclinado	15	12,2	240	71,4	229	65,8	17	5,7
Ejes rectos y sin defectos de forma	81	65,9	91	27,1	9	2,6	196	66,0
Fuste y copa vigorosos	123	100,0	313	93,1	310	89,1	288	97,1

con copa buena. Los individuos con estas copas de buena forma se hallan en los estratos superiores de la plantación y tienen grandes posibilidades de desarrollarse.

El mayor promedio de área basal por hectárea (Cuadro 3) fue alcanzado por *C. catenaeformis* con 30,4 m²/ha. Esta área basal se logró con un promedio de 309 árboles/ha; o sea, un 28% de árboles remanentes. Claussi *et al.* (1992) estimaron un área basal de 39,88 m²/ha a los 18,5 años de edad en un ensayo a campo abierto con un espaciamiento inicial de 3 x 3 m en Jenaro Herrera, Amazonia peruana. Para el cálculo de vo-

lumen con corteza se utilizó la altura total, el dap y un factor de forma de 0,45. Los valores superiores fueron obtenidos por *C. catenaeformis* que alcanzó un promedio de 380,2 m³/ha. En el caso de Jenaro Herrera, se determinó un volumen de 409,5 m³/ha, con un promedio de 622 árboles/ha (Claussi *et al.* 1992).

Plantación de *Cedrelinga catenaeformis* en fajas de enriquecimiento

El mayor dap promedio (Cuadro 4) se logró en el tratamiento ACRPLA05, con 30,7 cm de diámetro y un IMA en dap de 1,6 cm/año. La

diferencia en crecimiento en dap entre los tratamientos es significativa al nivel de 0,05. La comparación de promedios grupales muestra que el dap promedio de los tratamientos en suelo acrisol no difieren significativamente de los tratamientos en suelo gleysol, pero sí de los establecidos en suelo cambisol. Asimismo, existen diferencias entre zonas de colinas y onduladas.

En cuanto a la altura, *C. catenaeformis* alcanzó a los 20 años de edad un promedio de 23,2 m de altura en el tratamiento ACRPLA05 con un IMA en altura de 1,14 cm/año, lo cual está dentro del rango citado por Dawkins (1958) como condición necesaria para el éxito de una plantación en fajas de enriquecimiento en el trópico: 1-1,5 m/año. La comparación de promedios grupales muestra, sin embargo, que no hay evidencia de que existan diferencias significativas entre la altura promedio en los diferentes tipos de suelo. Respecto a la fisiografía no existen diferencias significativas en cuanto a la altura entre zonas colinosas y zonas onduladas (Cuadro 5).

Cuadro 3.

Productividad de plantaciones puras de cuatro especies forestales nativas en el Bosque A. von Humboldt.

Promedios con la misma letra no son estadísticamente diferentes (P 0,05), prueba de Duncan

Especie	Área basal (m ² /ha)	Volumen (m ³ /ha)	IMA Volumen (m ³ /ha/año)
<i>Cedrelinga catenaeformis</i>	30,35 a	380,20 a	21,43 a
<i>Simarouba amara</i>	16,17 b	120,83 b	6,80 b
<i>Copaifera reticulata</i>	12,87 b	58,30 b	3,30 b
<i>Amburana cearensis</i>	10,42 b	57,95 b	3,27 b
R2	0,68	0,87	0,88
P > F	0,002 *	<0,0001 *	<0,0001 *

Cuadro 4.

Crecimiento de *C. catenaeformis* en fajas de enriquecimiento de 20 años

Promedios con la misma letra no son estadísticamente diferentes (P 0,05), prueba de Duncan

Tratamientos	Número de árboles por ha	Porcentaje de árboles actuales en relación al número original (%)	dap (cm)	IMA dap (cm/año)	Altura total (m)	IMA altura total (m/año)	Altura dominante (m)	Altura comercial (m)	
GLEPLA05	001	87 bc	65,0 ab	21,20 bc	1,04 bc	17,06 b	0,84 c	17,22 d	9,24 d
GLEPLA10	002	71 c	70,0 ab	23,17 bc	1,22 abc	18,60 b	1,00 abc	18,60 cd	11,00 bc
GLEPLA30	003	52 c	62,0 ab	26,43 ab	1,40 ab	23,20 a	1,23 a	23,20 ab	11,68 ab
ACRPLA05	004	72 c	54,0 ab	30,68 a	1,58 a	23,24 a	1,14 ab	23,24 ab	12,74 a
ACRPLA10	005	73 c	73,0 a	23,96 bc	1,34 abc	20,90 ab	1,18 ab	20,90 bcd	11,22 abc
ACRPLA30	006	560 a	56,0 ab	23,40 bc	1,32 abc	17,42 b	1,00 abc	26,48 a	10,03 dc
ACROND05	007	81 c	61,0 ab	25,68 ab	1,38 ab	20,42 ab	1,08 ab	20,42 bcd	12,06 ab
CAMCOL05	008	71 c	53,0 ab	17,56 c	0,98 c	17,04 b	0,96 bc	17,14 d	11,10 bc
CAMCOL10	009	153 b	46,0 b	21,08 bc	1,20 abc	19,14 b	1,06 abc	22,22 bc	11,12 Bc
R2		0,93	0,25	0,46	0,39	0,47	0,40	0,57	0,52
P > F		<0,0001 *	0,2243 *	0,0046 *	0,019 *	0,004 *	0,0191 *	0,0002 *	0,0008 *

Cuadro 5.

Comparación de promedios grupales de variables de crecimiento a través de contrastes ortogonales
Los valores numéricos corresponden a las $P > F$. *C. catenaeformis* en plantaciones en líneas de enriquecimiento

Comparación	Número de árboles por ha	Supervivencia dominante	dap (cm)	IMA dap (cm/año)	Altura total (m)	IMA Altura (m/año)	Altura (m)	Altura comercial (m)
GLE vr ACR	<0,0001 *	0,4435 *	0,1594 NS	0,0538 NS	0,3823 NS	0,1908 NS	0,0065 *	0,0358 *
ACR vs CAM	0,0001 *	0,0702 *	0,0004 *	0,0024 *	0,2663 NS	0,1379 NS	0,0091 *	0,3383 NS
OND vs COL	0,2676 NS	0,1948 *	0,0120 *	0,0400 *	0,1206 NS	0,4090 NS	0,6407 NS	0,1135 NS
GLEPLAvs ACRPLA	<0,0001 *	0,4691 *	0,1685 NS	0,0568 NS	0,3960 NS	0,1792 NS	0,0016 *	0,1126 NS
5 m vs 10 m	0,2237 NS	0,3980 NS	0,4998 NS	0,9087 NS	0,9097 NS	0,1697 NS	0,2945 NS	0,6463 NS
R ²	0,93	0,25	0,46	0,39	0,47	0,40	0,57	0,52
P > F	<0,0001 *	0,2243 *	0,0046 *	0,0194 *	0,0035 *	0,0191 *	0,0002 *	0,0008 *

La altura dominante es definida en este estudio como la altura promedio de los 100 árboles más altos por hectárea. La mayor altura dominante se halló en el tratamiento ACRPLA30 con 26,4 m. Los tratamientos GLEPLA30 y CAMCOL10 mantienen los mejores fustes, rectos y cilíndricos (100% de individuos vivos). Los tratamientos ACRPLA30 (96,4%) y CAMCOL05 (96,2%) también muestran buenos fustes, mientras que en ACROND05 se da una tendencia hacia fustes más irregulares y menos rectos, ya que solo el 62,3% de individuos poseen fustes rectos y sin defectos de forma (Cuadro 6).

La tendencia de *C. catenaeformis* a desarrollar fustes muy rectos ya ha sido reportada por varios autores (Kanashiro y Yared 1991, Claussi *et al.* 1992, Vidaurre 1994). Asimismo,

es predominante la presencia de árboles sanos y vigorosos en todos los tratamientos; los individuos que presentan algún tipo de daño no pasan en ningún caso del 10%. En relación con la posición de la copa, existe mucha variabilidad entre los tratamientos. El 42,1% de los individuos en el tratamiento GLEPLA30 muestran una copa completamente libre, mientras que en ACRPLA30 la mayor parte de individuos (83,9%) recibe luz vertical. En relación con la forma de la copa, de nuevo, GLEPLA30 muestra la mejor arquitectura, con el 52,6% de individuos con copa perfecta; es decir, muy vigorosa y con forma de círculo completo. Sin embargo, ACRPLA05, ACRPLA30 y ACROND05, a pesar de su buen comportamiento en cuanto a posición de copa, presentan un porcentaje relativamente

bajo de individuos con forma de copa perfecta: 16,7%; 16,1% y 10,7%, respectivamente (Cuadro 7).

En área basal, el mejor resultado (Cuadro 8) se presentó en el tratamiento ACRPLA30 con 23,82 m²/ha. Todos los demás tratamientos muestran un área basal inferior a 6 m²/ha, lo cual es reflejo básicamente de la baja densidad de individuos en estas plantaciones (Cuadro 4). Un resultado similar fue obtenido por Claussi *et al.* (1992) en fajas de 4 m de ancho, entrefajas de 15 m de ancho y 4 m entre árboles: 10,03 m²/ha para *C. catenaeformis* a los 16,7 años

Es importante destacar que el número de árboles entre tratamientos muestra diferencias de hasta más de 400 árboles por hectárea, condición que afecta la productividad de los distintos sistemas. Por ejemplo, entre el tratamiento más productivo

Cuadro 6.

Frecuencia (F) y porcentaje (%) de forma de fuste con respecto al número total de ejes vivos en plantaciones de *C. catenaeformis* en fajas de enriquecimiento

Forma de fuste	Tratamiento																	
	GLEPLA 05		GLEPLA 10		GLEPLA 30		ACRPLA 05		ACRPLA 10		ACRPLA 30		ACROND 05		CAMCOL 05		CAMCOL 10	
	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%
Bifurcado	3	4,6	5	8,8			1	1,9	3	4,1	5	8,9					2	4,3
Inclinado	4	6,2	10	17,5			12	22,2	2	2,7	2	3,6	15	24,6	3	5,7	4	8,7
Ejes sin defectos de forma	56	86,2	42	73,7	37	100	44	81,5	64	87,7	54	96,4	38	62,3	51	96,2	46	100
Fuste y copa vigorosos		91,9		98,2		100		98,1		97,1		98,2		98,3		94,2		97,8

Cuadro 7.

Estado sanitario de los árboles en plantaciones de *C. catenaeformis* en fajas de enriquecimiento
Clases representadas en porcentajes en relación con el número total de árboles vivos en cada tratamiento

	GLE PLA05	GLE PLA10	GLE PLA30	ACR PLA05	ACR PLA10	ACR PLA30	ACR OND05	CAM COL05	CAM COL10
Posición de la copa									
Emergente	19,1	18,5	42,1	35,8	28,8	16,1	23,2	17,0	25,5
Dosel superior	35,3	18,5	18,4	26,4	23,3	21,4	17,9	15,1	34,0
Dosel intermedio	19,1	29,6	18,4	17,0	12,3	23,2	12,5	18,9	19,1
Dosel inferior	8,8	20,4	18,4	15,1	11,0	32,1	21,4	32,1	19,1
Sotobosque	17,6	13,0	2,6	5,7	24,7	7,1	25,0	17,0	2,1
Forma de la copa									
Perfecta	29,2	27,8	52,6	16,7	31,5	16,1	10,7	23,1	45,7
Buena	33,8	18,5	23,7	46,3	32,9	25,0	33,9	19,2	30,4
Tolerable	20,0	42,6	15,8	20,4	26,0	41,1	35,7	44,2	19,6
Pobre	10,8	9,3	5,3	14,8	4,1	8,9	17,9	7,7	2,2
Muy pobre	6,2	1,9	2,6	1,9	5,5	8,9	1,8	5,8	2,2

Cuadro 8.

Productividad de *C. catenaeformis* en plantaciones en líneas de enriquecimiento de 19-20 años
Promedios con la misma letra no son estadísticamente diferentes (P 0,05), prueba de Duncan

Código de tratamientos	Area basal (m ² /ha)	Volumen (m ³ /ha)	IMA Volumen (m ³ /ha/año)
GLEPLA05 001	3,02 b	28,12 b	1,46 B
GLEPLA10 002	3,10 b	30,80 b	1,75 B
GLEPLA30 003	2,53 b	29,13 b	1,56 B
ACRPLA05 004	5,58 b	69,26 b	3,64 B
ACRPLA10 005	3,44 b	39,56 b	2,28 B
ACRPLA30 006	23,82 a	226,86 a	13,42 A
ACROND05 007	4,36 b	48,16 b	2,66 B
CAMCOL05 008	1,78 b	17,30 b	1,02 B
CAMCOL10 009	5,42 b	56,18 b	3,34 B
R ²	0,81	0,76	0,77
P > F	0,0001 *	0,0001 *	0,0001 *

en volumen (ACRPLA30: 226,9 m³/ha) y el menos productivo (CAMCOL05: 17,3 m³/ha), se da una diferencia de 489 árboles por hectárea, a favor del primer tratamiento. Por otra parte, ACRPLA05 (69,3 m³/ha) superó ampliamente en volumen a CAMCOL05 (17,3 m³/ha), a pesar de tener solo un árbol más de diferencia (72 y 71 árboles por hectárea, respectivamente) lo cual, en este caso, debe atribuirse principalmente a la calidad de sitio.

Plantación de *Amburana cearensis* en fajas de enriquecimiento

El mejor resultado en dap promedio se presentó en el tratamiento GLEOND05 con 14,6 cm de diámetro (Cuadro 9); considerando la edad de la plantación, estos resultados muestran que *A. cearensis* es una especie de mediano a lento crecimiento. La diferencia en crecimiento en dap entre los tratamientos es significativa a nivel de 0,05. La

comparación de promedios grupales muestra que el dap promedio de los tratamientos en suelos gleysol difiere significativamente de los establecidos en suelos acrisol y cambisol; entre acrisoles y cambisoles también hay diferencias significativas. En consecuencia, los mejores incrementos diamétricos se dieron en los suelos gleysol. No hay evidencia estadística de que la topografía haya influido en el incremento diamétrico; en cambio, el sistema de plantación sí mostró una influencia.

Con respecto a la altura, los resultados confirman que *A. cearensis* es una especie de lento a mediano crecimiento. El mayor promedio se obtuvo en el tratamiento GLEPLA30 con 10,7 m y un IMA en altura de 0,5 m por año, lo cual es inferior al rango mencionado por Dawkins (1958). La diferencia en crecimiento en altura total entre los tratamientos es significativa al nivel de 0,05. Los mejores resultados en altura total se hallan en el suelo gleysol. Este estudio no arrojó evidencia estadística de que la fisiografía del terreno influya en la altura total de *A. cearensis* en fajas de enriquecimiento. La mayor altura dominante promedio se encontró en el tratamiento GLEPLA30 (15,78 m).

Cuadro 9.

Crecimiento de *A. cearensis* en plantaciones en líneas de enriquecimiento de 19-20 años
Promedios con la misma letra no son estadísticamente diferentes (P 0,05), prueba de Duncan

Tratamientos		Número de árboles por ha		Porcentaje de árboles actuales en relación al número original (%)		dap (cm)		IMA dap (cm/año)		Altura total (m)		IMA altura total (m/año)		Altura dominante (m)		Altura comercial (m)	
GLEPLA05	001	69	d	52	c	9,4	de	0,5	de	9,68	ab	0,50	ab	9,68	bcd	6,31	Abc
GLEPLA10	002	307	b	91	a	9,4	de	0,5	cde	8,24	bc	0,42	ab	11,94	b	5,90	
GLEPLA30	003	248	b	50	c	13,5	ab	0,7	ab	10,70	a	0,52	a	15,78	a	7,15	A
GLEOND05	004	85	d	64	bc	14,6	a	0,8	a	10,42	a	0,52	a	10,42	bc	6,02	
ACRPLA10	005	106	cd	53	c	8,7	def	0,4	e	7,34	c	0,38	b	7,34	d	4,85	D
ACRPLA30	006	420	a	63	bc	6,9	f	0,5	de	7,34	c	0,38	b	10,14	bc	5,36	Cd
ACROND05	007	93	dc	70	bc	10,7	dc	0,6	bcd	9,00	abc	0,46	ab	9,00	cd	5,77	Bcd
ACRCOL05	008	101	dc	76	ab	12,1	bc	0,5	abc	10,04	ab	0,52	a	10,24	bc	6,78	Ab
CAMOND05	009	69	d	31	d	7,5	ef	0,4	e	8,30	bc	0,42	ab	8,60	cd	6,31	Abc
CAMCOL05	010	156	c	70	bc	8,6	def	0,5	de	8,98	abc	0,46	ab	10,06	bc	6,38	Abc
CAMCOL10	011	75	d	90	a	8,5	def	0,4	e	8,82	abc	0,46	ab	8,82	cd	5,77	Bcd
R ²		0,88		0,67		0,74		0,65		0,48		0,33		0,64		0,39	
P > F		<0,0001 *		<0,0001 *		<0,0001 *		<0,0001 *		0,0009 *		0,0483 *		<0,0001 *		0,0137 *	

La prueba de contrastes ortogonales muestra que los mejores resultados en altura dominante se hallan también en suelo gleysol (Cuadro 10).

Todos los tratamientos, a excepción del GLEPLA30, presentaron fustes sinuosos en más del 20% de los individuos; especialmente en ACRPLA30: 34,9% de individuos poco sinuosos y 9,5% muy sinuosos (Cuadro 11). El tratamiento ACRCOL05 presentó un 60,5% de individuos con fustes rectos y sin defectos de forma. El porcentaje de árboles inclinados también es notorio en todos los tratamientos, excepto en CAMOND05, que no presenta ningún individuo con esta característica. En general, se confirma que, en fajas de enriquecimiento, esta especie presenta muchos problemas de forma. En general, se notó un predominio de individuos vigorosos, aunque en menor grado que en *C. catenaeformis*.

El 19% de los individuos en el tratamiento GLEPLA30 muestra una copa completamente libre (Cuadro 12), mientras que en el caso de ACRPLA10 la mayor parte de los in-



Plantación pura a campo abierto de *Cedrelinga catenaeformis* de 20 años de edad. Bosque Nacional Alexander von Humboldt, Perú

Foto: Ymber Flores.

Cuadro 10.

Comparación de promedios grupales de variables de crecimiento a través de contrastes ortogonales. Los valores numéricos corresponden a las $P > F$. Plantaciones de *A. cearensis* en líneas de enriquecimiento

Comparación	Número de árboles por ha	Porcentaje de árboles actuales	dap (cm)	IMA dap (cm/año)	Altura total (m)	IMA Altura total (m/año)	Altura dominante (m)	Altura comercial (m)
ACR vs CAM	<0,0001 *	0,7073 NS	0,0153 *	0,0334 *	0,5597 NS	0,7338 NS	0,9749 NS	0,1429 NS
GLE vs ACR	0,8479 NS	0,7664 NS	0,0002 *	0,0053 *	0,0033 *	0,0565 NS	<0,0001 *	0,0278 *
OND vs COL	0,1153 NS	<0,0001 *	0,0532 NS	0,0705 NS	0,9366 NS	0,7285 NS	0,5963 NS	0,4237 NS
PLAvs COL	<0,0001 *	0,0005 *	0,7692 NS	0,8008 NS	0,1513 NS	0,1457 NS	0,0351 *	0,1781 NS
05 vs 10	<0,0001 *	0,0003 *	<0,0001 *	0,0006 *	0,0041 *	0,0267 *	0,6044 NS	0,0104 NS
R2	0,88	0,67	0,74	0,65	0,48	0,33	0,64	0,39
P > F	<,0001 *	<,0001 *	<0,0001 *	<0,0001 *	0,0009 *	0,0483 *	<0,0001 *	0,0137 *

dividuos (65%) se ubican en el sotobosque; es decir están completamente suprimidos y es probable que no desarrollen más. Estos individuos no reciben luz solar directa, solo algo de luz difusa y por esta razón son débiles y con tendencia a morir. En relación con la forma de la copa, los árboles del tratamiento GLEOND05 muestran la mejor arquitectura: 24% de individuos con copa perfecta y 17% con copa buena, mientras que en el ACRPLA10 el 35% de los individuos tienen copa de forma muy pobre, lo cual es consistente con el hecho de tener la altura promedio más baja (7,3 m) del experimento, ya que los árboles con copas deformes y suprimidas tienden a desarrollar poco en diámetro y altura.

Debido a los diámetros pequeños y al número reducido de árboles por hectárea en los diversos tratamientos de este experimento, las áreas ba-

sales resultaron muy bajas. El mejor resultado en área basal se presentó en el tratamiento GLEPLA30 con 5,62 m²/ha. El tratamiento más productivo en volumen fue GLEPLA30 con 39,30 m³/ha. El segundo tratamiento con mayor volumen fue ACRPLA30 (14,52 m³/ha), el cual sin embargo posee 420 árboles/ha, el mayor número de individuos por hectárea en todo el experimento. Un caso notorio se presenta entre los tratamientos GLEPLA10 y GLEPLA30. El primero tiene más individuos (307 árboles/ha) que el segundo (248 árboles/ha), pero este último casi cuadruplica en volumen al primero. Puesto que en este caso el único factor que varió es el ancho de la faja, puede concluirse que en la faja de 30 m de ancho, la mayor intensidad de luz originó un desarrollo superior en dap (13,5 cm) y altura total promedio (10,7 m).

En todos los tratamientos evaluados *Cedrelinga catenaeformis* tiende a desarrollar fustes muy rectos con predominancia de árboles sanos y vigorosos. *Amburana cearensis*, por su parte, presenta fustes sinuosos en más del 20% de los individuos, con predominio de individuos vigorosos aunque en menor grado que en *C. catenaeformis*.

Cuadro 11.

Frecuencia (F) y porcentaje (%) de forma de fuste con respecto al número total de ejes vivos en plantaciones de 20 años de *A. cearensis* en fajas de enriquecimiento

Códigos de forma	Tratamientos																					
	GLE PLA05		GLE PLA10		GLE PLA30		GLE OND05		ACR PLA10		ACR PLA30		ACR OND05		ACR COL05		CAM OND05		CAM COL05		CAM COL10	
	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%
Poco sinuoso	17	32,7	23	25,0	12	17,9	21	32,8	15	28,3	22	34,9	11	26,2	16	21,1	8	25,8	17	24,3	15	33,3
Muy sinuoso	1	1,9			4	6,0	6	9,4	2	3,8	6	9,5	1	2,4	8	10,5	1	3,2	4	5,7	6	13,3
Bifurcado			3	3,3	5	7,5	4	6,3	7	13,2		1,6			2	2,6	9	29,0	9	12,9	1	2,2
Inclinado	16	30,8	24	26,1	13	19,4	20	31,3	8	15,1	20	31,7	7	16,7	10	13,2			8	11,4	5	11,1
Ejes sin defectos de forma	27	51,9	42	45,7	30	44,8	22	34,4	7	13,2	8	12,7	23	54,8	46	60,5	14	45,2	37	52,9	18	40,0
Fuste y copas vigorosos		80,0		88,6		82,3		79,4		69,8		71,9		79,4		90,8		86,2		80,0		90,9

Cuadro 12.

Posición y forma de copa de los árboles en plantaciones de *A. cearensis* en fajas de enriquecimiento
Clases representadas en porcentajes en relación con el número total de árboles vivos de cada tratamiento

	GLE PLA05	GLE PLA10	GLE PLA30	GLE OND05	ACR PLA10	ACR PLA30	ACR OND05	ACR COL05	CAM OND05	CAM COL05	CAM COL10
Posición de copa											
Emergente	6,4	4,5	19,0	17,2	2,2	1,6	12,8	6,7	0,0	0,0	2,3
Dosel superior	14,9	19,3	12,7	23,4	6,5	12,9	10,3	21,3	6,7	7,6	11,4
Dosel intermedio	21,3	19,3	17,5	26,6	4,3	17,7	10,3	34,7	16,7	19,7	34,1
Dosel inferior	29,8	20,5	19,0	17,2	21,7	37,1	25,6	22,7	36,7	27,3	31,8
Sotobosque	27,7	36,4	31,7	15,6	65,2	30,6	41,0	14,7	40,0	45,5	20,5
Forma de copa											
Perfecta	11,5	17,4	17,5	23,8	6,5	1,6	10,5	22,7	6,7	6,1	6,7
Buena	25,0	24,4	28,6	17,5	17,4	14,5	10,5	33,3	6,7	12,1	26,7
Tolerable	26,9	24,4	19,0	23,8	26,1	32,3	34,2	18,7	46,7	27,3	44,4
Pobre	5,8	17,4	15,9	22,2	15,2	19,4	23,7	16,0	20,0	22,7	11,1
Muy pobre	30,8	16,3	19,0	12,7	34,8	32,3	21,1	9,3	20,0	31,8	11,1

Cuadro 13.

Productividad de *A. cearensis* en plantaciones en líneas de enriquecimiento de 19-20 años
Promedios con la misma letra no son estadísticamente diferentes (P 0.05), prueba de Duncan

Tratamiento		Area basal (m ² /ha)		Volumen (m ³ /ha)		IMA Volumen (m ³ /ha/año)	
GLEPLA05	001	0,50	cd	2,68	b	0,16	b
GLEPLA10	002	2,16	bc	10,44	b	0,62	b
GLEPLA30	003	5,62	a	39,30	a	2,08	a
GLEOND05	004	1,50	cd	9,08	b	0,50	b
ACRPLA10	005	0,40	cd	1,52	b	0,10	b
ACRPLA30	006	3,70	b	14,52	b	0,84	b
ACROND05	007	0,90	cd	5,10	b	0,26	b
ACRCOL05	008	1,18	cd	6,82	b	0,38	b
CAMOND05	009	0,30	d	1,52	b	0,12	b
CAMCOL05	010	0,92	cd	4,90	b	0,30	b
CAMCOL10	011	0,44	cd	1,98	b	0,12	b
R ²		0,7		0,55		0,54	
P > F		<0,0001	*	<0,0001	*	<0,0001	*

Conclusiones

En plantaciones puras a la edad de 20 años, *C. catenaeformis* fue la especie de mejor crecimiento con 35,8 cm dap (IMA 1,96 cm/año), 26,42 m de altura total (IMA 1,42 m/año), 30,4 m² de área basal, 380 m³/ha de volumen (IMA 21,4 m³/ha/año). El análisis estadístico mostró que estos valores fueron significativamente

superiores a los de las otras especies ensayadas. Estos resultados también fueron superiores a los obtenidos en las plantaciones en fajas de enriquecimiento, por lo que puede afirmarse que la especie es una de las más promisorias para plantaciones puras. *C. catenaeformis* tiende a tener fustes, rectos y cilíndricos, sin problemas sanitarios; un buen porcen-

taje de individuos presentan copas de buena forma y en posición dominante. Los mejores promedios de área basal por hectárea se dieron en *C. catenaeformis* y *S. amara*. El mayor volumen maderable fue de 380,2 m³/ha para *C. catenaeformis*, aunque a nivel de parcelas experimentales hubo una variabilidad en el rendimiento, la cual puede ser atribuida a la densidad de individuos existentes y a la productividad del sitio. A pesar de esta variación atribuida al micrositio, esta especie muestra una productividad muy superior a la de las otras especies en este experimento.

En plantaciones en fajas de enriquecimiento de *C. catenaeformis*, el mayor dap promedio se presentó en el tratamiento ACRPLA05 con 30,7 cm dap (IMA de 1,6 cm/año). Estos resultados son significativamente diferentes al resto de tratamientos. *C. catenaeformis* es una especie de mediano a rápido crecimiento y alcanzó a los 19 años un promedio de 23,2 m de altura en el tratamiento ACRPLA05 (IMA 1,1 m/año). No existe evidencia estadística de que la fisiografía influya sobre la altura total de *C. catenaeformis* establecidos en fajas de enriquecimiento en este sitio. En relación con la forma del fuste,

los tratamientos GLEPLA30 y CAMCOL10 mantienen los mejores fustes, rectos y cilíndricos. Puede concluirse que esta especie presenta pocos problemas de forma, al ser establecida en fajas de enriquecimiento. Asimismo es predominante la presencia de árboles vigorosos en todos los tratamientos. En relación con la posición de la copa, existe mucha variabilidad entre tratamientos; el mejor resultado se presenta en el tratamiento ACRPLA05 que posee el 62,2% de individuos en las categorías emergente y dosel superior, seguido de cerca por el tratamiento GLEPLA30 con el 60,5%. Estos dos tratamientos también muestran un excelente crecimiento en diámetro y altura. El mejor resultado en área basal se presentó en el tratamiento ACRPLA30 con 23,8 m²/ha. Estos resultados son significativamente diferentes del resto de los tratamientos. Con una densidad mayor de árboles se genera más volumen maderero; por ejemplo, entre el tratamiento más productivo en volumen (ACRPLA30: 226,9 m³/ha) y el menos productivo (CAMCOL05: 17,3 m³/ha), se da una diferencia de 489 árboles por hectárea, a favor del primer tratamiento.

En plantaciones de *A. cearensis* en fajas de enriquecimiento, los me-

jores resultados en dap, altura total promedio y altura dominante se presentaron en suelos gleysoles. Los resultados muestran que *A. cearensis* es una especie de mediano a lento crecimiento tanto en dap como en altura total. No hay evidencia estadística de que la fisiografía influya sobre el dap de *A. cearensis*. Todos los tratamientos, a excepción de GLEPLA30, presentaron fustes sinuosos en más del 20% de los individuos, especialmente en ACRPLA30. Con respecto al estado fitosanitario de los árboles, existe, en general, un predominio de individuos sanos, aunque en menor grado que en *C. catenaeformis*. En relación con la posición de la copa, existe mucha variación entre los tratamientos. El mejor resultado en posición y forma de copa se presenta en el tratamiento GLEOND05 que posee el 40% de individuos en las categorías emergente y dosel superior y 24% de individuos con copa perfecta. El mejor resultado en área basal se presentó en el tratamiento GLEPLA30 con 5,62 m²/ha. Los resultados de productividad, en términos de volumen, se ven afectados por el número de individuos actuales por hectárea; el tratamiento más productivo en volumen fue el GLEPLA30 con 39,30 m³/ha.

Recomendaciones

Debido a que los resultados preliminares de crecimiento de *Cedrelinga catenaeformis* son bastante satisfactorios, se recomienda priorizar esta especie en actividades de repoblamiento forestal en la región Amazónica del Perú, principalmente en suelos de tipo acrisol y zonas con buen drenaje. Aunque los experimentos llevados a cabo con *C. catenaeformis* en general han mostrado buenos resultados, la decisión sobre establecer esta especie en plantaciones puras o en fajas de enriquecimiento debe basarse tanto en consideraciones ecológicas como económicas. Es necesario enfatizar este último aspecto ya que aún no se posee la información económica precisa, en cuanto a costos y rendimientos, para analizar los aspectos financieros de la producción. Ante la evidencia de que los árboles de *A. cearensis* son generalmente de mala forma y lento crecimiento, se considera que la especie tiene potencial limitado para su uso en plantaciones puras y en fajas de enriquecimiento. Debe evaluarse las propiedades tecnológicas de la madera de *Cedrelinga catenaeformis* procedente de las plantaciones de Von Humboldt y determinar la factibilidad de su utilización a la edad de 20 años. 🌱

Literatura citada

- Blaser, J.; Claussi, A.; Díaz, M. 1985. Crecimiento de *Cedrelinga catenaeformis* en plantación. El Chasqui n° 9/10:20-22.
- Carrera G.F. 1987. Experiencias y resultados de las plantaciones forestales en la Zona Forestal Alexander Von Humbolt. Pucallpa, Perú, Estación Experimental Pucallpa. 79p. (Documento de Trabajo N°5. INFOR-COTESU).
- Claussi, A.; Marmillod, D.; Blaser, J. 1992. Descripción silvicultural de las plantaciones forestales de Jenaro Herrera. Iquitos, PE, Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana, Centro de Investigaciones Jenaro Herrera. 334 p.
- Dawkins, H.C. 1958. The management of natural tropical high-forest with special reference to Uganda. Oxford, UK, Imperial Forestry Institute. Univ. Oxford. 155 p.
- INIAA-JICA. 1991. Manual silvicultural. Informe final del Proyecto Estudio Conjunto sobre Investigación y Experimentación en Regeneración de Bosques en la Región Amazónica de la República del Perú. Japón. 260 p.
- Kanashiro, M.; Yared, J. 1991. Experiencias con plantios florestais na Bacia Amazônica. In Desafio das florestas neotropicais. Curitiba, BR. p.117-137.
- Schwyzler, A. 1981. El tornillo (*Cedrelinga catenaeformis* Ducke). Iquitos, Perú, Proyecto de Asentamiento Rural Integral Jenaro Herrera. 34 p. (Boletín Técnico n° 15).
- Synnot, T.J. 1979. A manual of permanent plot procedures for tropical rainforest. Oxford, UK, Tropical Forestry Papers, CFI, University of Oxford. 67 p.
- Ugalde, L. 2000. El sistema MIRA, Componente de Silvicultura. Manual del usuario. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 82 p.
- Vidaurre, H. 1994. Balance de experiencias silviculturales con *Cedrelinga catenaeformis* Ducke (Mimosoideae) en la Región de Pucallpa, Amazonia Peruana. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 111 p.

Modelación del uso de la tierra para orientar el ordenamiento territorial en la subcuenca del Río Copán, Honduras

Rovell Guillén

Fondo de Inversión Social para el
Desarrollo Local, El Salvador
rguillen@fisdsl.gob.sv

Jorge Faustino

CATIE.jfaustino@cabecolor.hn

Sergio Velásquez

CATIE.svelasqu@catie.ac.cr

Hernán Solís

Universidad de Costa Rica
hsolis@yahoo.com



La propuesta de ordenamiento territorial para la subcuenca del río Copán se elaboró a partir de la modelación de la situación actual y considerando variedades biofísicas y socioeconómicas.



Foto: Rovell Guillén.

Resumen

El estudio consistió en modelar el uso de la tierra en la subcuenca del río Copán, occidente de Honduras, por medio de programación lineal y sistemas de información geográfica. Se elaboró un modelo que integró variables socioeconómicas y biofísicas de la subcuenca, incluyendo restricciones de tipo ambiental que limitan el uso de la tierra. El modelo maximizó el ingreso neto de la subcuenca y minimizó el daño causado por las actividades productivas; a la vez, determinó el uso de la tierra y las áreas propuestas para cada uso.

Como resultado de la modelación, se obtuvo un ingreso neto 43,8% mayor que con las condiciones actuales del sistema. En el escenario modelado desaparecen las áreas existentes de bosque sin uso, pastos y matorrales; el café disminuye en un 78,2%, pero aumentan el bosque para aprovechamiento forestal (34,2%) y el área para el cultivo de granos básicos (21,3%). El análisis de conflictos entre el uso actual y el ordenamiento territorial propuesto muestra que el 63,4% de los suelos de la subcuenca tienen conflictos de uso; por su parte, el análisis de conflictos entre el escenario modelado y el uso actual determinó un 75,4% de zonas en conflicto.

Palabras claves: Utilización de la tierra; modelos; programación lineal; sistemas de información geográfica; cuencas hidrográficas; río Copán, Honduras.

Summary

Modelling of land use as a tool for land management in the Copan river sub-watershed, Honduras. The study is intended to model land use in the Copan River basin, in western Honduras. Linear programming and Geographic Information Systems were used to design the model, integrating currently socio-economic and biophysical data, and environmental restrictions that aim to impose conditions to land use. The model proposed maximized net profits and minimized environmental damage caused by productive activities. The model also determined land uses and corresponding area to each use. The model determined a net profit 43,8% greater than current conditions. In the model scenario, areas of non-used forest, pastures and weeds were not considered. Coffee plantations decreased in 78,2%, but productive forests increased in 34,2% and croplands increased in 21,3%. Conflicts of use were detected in land use (75,4%) and territorial ordering (63,4%).

Keywords: Use land; models; Geographic Information Systems; linear programming; watershed; Copan river; Honduras.

La degradación de las tierras tiene su raíz en factores económicos, sociales y culturales que se traducen en la sobreexplotación de los recursos y en prácticas inadecuadas de manejo de los suelos y aguas. Esta situación conlleva a la pérdida de la fertilidad del suelo y, en consecuencia, a la disminución de la productividad, reducción de los rendimientos de la producción agropecuaria y de la calidad de vida de las generaciones actuales y futuras.

En Honduras, durante varios años se han aplicado metodologías de clasificación de tierras por capacidad de uso, con el fin de recomendar aquellos usos que protejan los suelos. No obstante, en la práctica los resultados no han tenido el impacto positivo esperado pues las metodologías se han basado casi exclusivamente en los elementos biofísicos y no han tomado en consideración los aspectos socioeconómicos. Por años, la planificación del territo-

rio en el país se ha realizado sin una mirada integral. Por esta razón, se ve la necesidad de armonizar el uso de la tierra, mediante la planificación del uso de la misma, partiendo de una evaluación sistemática del potencial del suelo y el agua, de las alternativas de su aprovechamiento, manejo, utilización y de las condiciones económicas y sociales que permitan orientar la búsqueda para seleccionar y adoptar las mejores opciones (FAO 1985, 1994, 2001).

Con base en esta problemática se considera necesario formular diferentes alternativas para la utilización del recurso suelo, que permitan mejorar las condiciones económicas de los productores de la subcuenca del río Copán. Estas alternativas pueden ser generadas por medio de la simulación de escenarios que maximicen los ingresos netos, tomando en cuenta la aptitud del suelo y las diferentes variables socioeconómicas que caracterizan la zona de estudio, así como la planificación del ordenamiento territorial en pro del mejoramiento ambiental de la subcuenca.

Con este estudio se modeló el uso de la tierra en la subcuenca del río Copán, integrando variables biofísicas y socioeconómicas que orienten la planificación del ordenamiento territorial y el manejo de los recursos naturales, por medio de la programación lineal y un sistema de información geográfica. Con ese objetivo en mente se desarrollaron las siguientes tareas:

- Se aplicó una metodología de modelación mediante Programación Lineal (PL) y Sistema de Información Geográfica (SIG) para maximizar el ingreso neto y optimizar el uso de la tierra en la subcuenca.
- Se elaboró una propuesta de ordenamiento territorial mediante la modelación del uso de la tierra, para integrar las variables biofísicas y socioeconómicas de la subcuenca.
- Se estableció la relación entre el escenario base, el ordenamiento territorial propuesto y las condiciones actuales de la subcuenca, mediante un análisis de conflictos de uso de la tierra.

Metodología

Recopilación y análisis de la información

El estudio consistió en modelar el uso de la tierra en la subcuenca del río Copán, utilizando PL y SIG. Inicialmente se desarrolló un perfil so-

cioeconómico de la subcuenca mediante talleres con los pobladores de las comunidades (en esta fase se definió también el objetivo del modelo de optimización) y entrevistas personales con los productores.

La encuesta aplicada a los productores se diseñó con preguntas cerradas de fácil tabulación que proporcionaron los datos siguientes: actividades productivas principales, disponibilidad de capital, mano de obra por cultivo, precio de venta de los productos, rendimientos por actividad y autoconsumo. Los datos fueron introducidos en una hoja electrónica (Excel) para su tabulación. Esta información fue analizada para determinar el ingreso neto que los pobladores perciben en las condiciones actuales de la subcuenca. En la Figura 1 se muestra el diagrama metodológico seguido para la elaboración del estudio.

Determinación de las unidades de tierra homogénea

Una unidad de tierra homogénea (UTH) se puede definir como una superficie de terreno con atributos múltiples y características similares que pueden ser representados cartográficamente, según criterios previamente establecidos.

En este estudio se utilizó el programa ArcView 3.2 para la determinación de las UTH; para ello se sobrepusieron los mapas de accesibilidad, restricciones legales, suelos, zonificación altitudinal y pendientes. La Figura 2 muestra las UTH definidas en la subcuenca del río Copán.

Accesibilidad: se establecieron zonas de influencia alrededor de las vías de acceso transitables de la subcuenca, determinando rangos de 0- 500 m, 500-1000 m, 1000-1500 m y más de 1500 m.

Restricciones legales: con base en la Ley Forestal de Honduras se determinaron las siguientes categorías: área forestal declarada y zona de amortiguamiento de ríos (150 m a

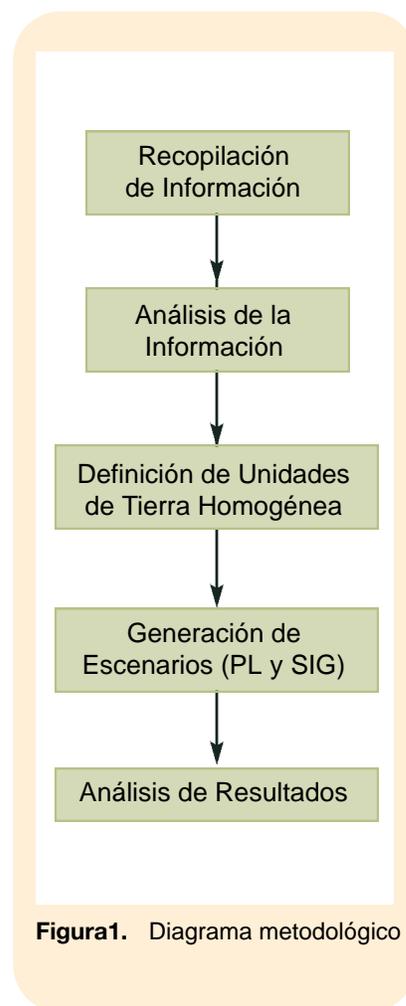


Figura 1. Diagrama metodológico

cada lado de los afluentes permanentes y 250 m alrededor de las nacientes), definidas finalmente en el modelo como zona sin restricción y zona restringida.

Suelos: se generó a partir de la clasificación de suelos de Honduras, desarrollada por Simmons y Castellanos (1968) y digitalizada por el CIAT-LADERAS. En la subcuenca se determinaron cuatro tipos de suelos: Chandala, Naranjito, Suelo de los Valles y Sulaco.

Zonificación: se definieron dos clases; zona alta y zona baja; en la delimitación se tomó como referencia la cota de 900 msnm.

Pendientes: a partir de un modelo de elevación digital, se definieron cuatro rangos: 0-15%, 15-30%, 30-45% y >45%.

Generación de escenarios

Construcción del modelo de programación lineal: una vez establecidos los parámetros, se construyó el modelo lineal para la simulación utilizando el programa “General Algebraic Modeling System” (GAMS). El problema de PL planteado envuelve un conjunto de ecuaciones lineales simultáneas, que representaron las condiciones del problema (restricciones) y una función lineal en la cual se enuncia el objetivo (función objetivo).

Definición de las actividades: inicialmente se consideraron las variables estructurales del modelo, las cuales corresponden a las diferentes alternativas de producción en la subcuenca: bosque (AF: aprovechamiento forestal y BsU: bosque sin utilización), pasto, matorrales, cultivos agrícolas, (maíz, frijol de primera y postrera) y cafi-cultura.

Definición de las restricciones: mediante inecuaciones o desigualdades lineales se establecieron las restricciones del modelo. Las condiciones del problema se representaron de la siguiente forma:

- Límite de tierra: el área asignada a cada uso del suelo debe ser igual a las áreas generadas en las UTH, y la sumatoria no debe sobrepasar el área que comprende la subcuenca.
- Límite de capital: el costo de producción no debe superar el capital disponible con el que cuentan los productores.
- Límite de mano de obra: la cantidad de jornales utilizados para la producción debe ser menor o igual a la población económicamente activa de la subcuenca.
- Límite de consumo: las áreas cultivadas deben asegurar el autoconsumo de la población.

Con la definición de estas limitaciones se maximizó el ingreso neto de la subcuenca según las condiciones actuales, para finalmente generar el escenario base.

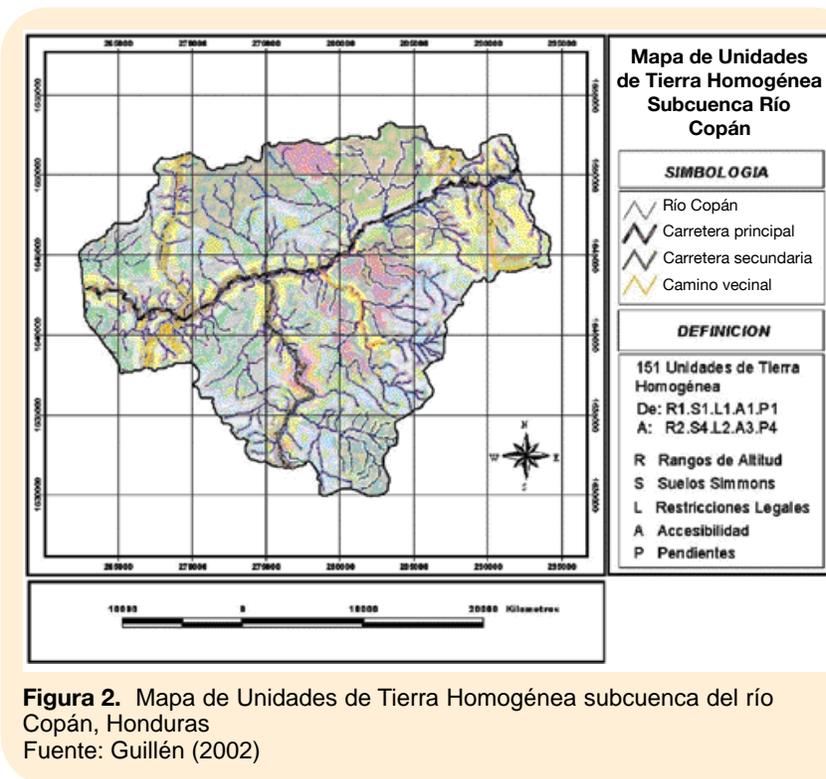


Figura 2. Mapa de Unidades de Tierra Homogénea subcuenca del río Copán, Honduras
Fuente: Guillén (2002)

Definición de la función objetivo: la función objetivo se planteó como la diferencia entre los ingresos brutos (por la venta de productos provenientes de las cosechas) menos los costos de producción. La ecuación resultante para definir el modelo, el cual fue la guía para la optimización, se desarrolló de la siguiente forma:

$$a_1x_1 + a_2x_2 + \dots + a_jx_j + \dots - a_nx_n = f(x)$$

Geoméricamente estas relaciones son semejantes a líneas rectas en dos dimensiones, donde las variables conocidas (a_j) representan los ingresos o los costos de producción de los cultivos por hectárea, y $f(x)$ es el margen bruto de ganancia. Las variables desconocidas (x_j), corresponden a la superficie de terreno que ocupa cada actividad productiva en hectáreas.

Proceso de optimización de la subcuenca: este modelo permite tomar decisiones a partir del planteamiento de desarrollo del modelo

matemático proveniente del sistema de producción. Además, permite el planteamiento de problemas que se caracterizan por la necesidad de asignar recursos limitados al sistema y obtener, mediante su desarrollo, soluciones óptimas de acuerdo con el objetivo propuesto. El modelo fue construido como una matriz de doble entrada, en donde se cruzan las actividades productivas del sistema y las restricciones que lo afectan.

Resultados y discusión

Proceso de optimización

El mejoramiento socioeconómico es una vía para la conservación de áreas sometidas a una fuerte presión en la utilización de sus recursos naturales. Por eso, esta fase del estudio se desarrolló mediante la modelación de la situación actual, utilizando la programación lineal como herramienta primaria. El proceso de optimización del uso de la tierra en la subcuenca del río Copán mostró un aumento significativo del ingreso neto obtenido con la modelación:

Lps.5 579 017 372; un 43,8% mayor que las condiciones actuales del sistema. El ingreso mensual por zona altitudinal para la población económicamente activa fue de Lps.4 584 en la zona baja y de Lps.2 286¹ en la zona alta de la subcuenca. Estos resultados coincide con Chaves *et al.* (1992), cuyo objetivo fundamental era la conservación del sistema y la disminución de daños a la subcuenca causados por las actividades productivas en zonas no aptas, las cuales fueron determinadas por el modelo para fomentar el desarrollo socioeconómico de los actores involucrados.

El modelo, además, maximizó el sistema productivo tradicional desarrollado por los productores, quienes no utilizan prácticas agropecuarias tecnificadas (sistemas agroforestales, conservación de suelos, agricultura orgánica, etc.). Este sistema de producción convencional usa los suelos de manera intensiva y es un agente de degradación que ha convertido la mayor parte de la cobertura boscosa a otros usos (Rivera 1998). Tal problemática hace importante que se introduzcan prácticas que minimicen su impacto ecológico en la subcuenca; por ello, el ordenamiento territorial debe contener un fuerte componente de medidas de mitigación para las actividades productivas más degradantes del suelo. Una ventaja de esta metodología es que el modelo incluye parámetros que restringen el uso de la tierra en diferentes áreas de la subcuenca, ya que promueve los usos más rentables y de menor impacto.

Tragsatec (1998, citado por Jiménez 2000) menciona que las metodologías aplicadas tradicionalmente no han tenido el éxito esperado por su pobre enfoque socioeconómico; no obstante, han sido de amplia difusión y en su momento resultaron muy útiles. La metodología utilizada para esta investigación considera, además de las variables biofísicas,

los factores socioeconómicos que condicionan la utilización de la tierra actualmente en la subcuenca. Si bien este es un estudio de uso de la tierra que busca determinar las aptitudes de uso, también pretende determinar las preferencias de uso para la satisfacción de necesidades sociales y económicas.

A los usuarios de los recursos naturales les motiva más el ingreso económico que el manejo ecológico y racional de sus sistemas de producción (Meléndez y Faustino 1998). Esta realidad se refleja al comparar la situación actual con el escenario modelado, que genera un aumento en el ingreso neto de la subcuenca mayor que el de las condiciones actuales. Las respuestas que al final interesan son aquellas que presentan un beneficio económico paralelo a la conservación; en consecuencia, tales factores deben considerarse en la planificación del manejo de cuencas y especialmente en la orientación del ordenamiento territorial.

Generación del escenario base

Con base en la utilización de la tierra, el escenario base promueve la utilización del 53,2% del área total de la subcuenca para aprovechamiento forestal, 2,5% para el cultivo del café, 22,7% para la producción de maíz, 10,9% y 10,8% para el cultivo de frijol de primera y postrera, respectivamente. El modelo no favorece los pastizales ni matorrales como usos posibles pues se consideran no rentables (Figura 3).

El área de bosque para aprovechamiento forestal en el escenario base es mayor que el uso actual; las áreas que asigna el modelo para esta actividad se relacionan muy de cerca con el acceso, lo cual en la realidad es un factor fundamental para hacer esta actividad más rentable. El modelo propone que las áreas de pastos y matorrales se empleen en el establecimiento de bosques para aprovechamiento forestal y para cultivos agrícolas, pues estas actividades son más rentables.

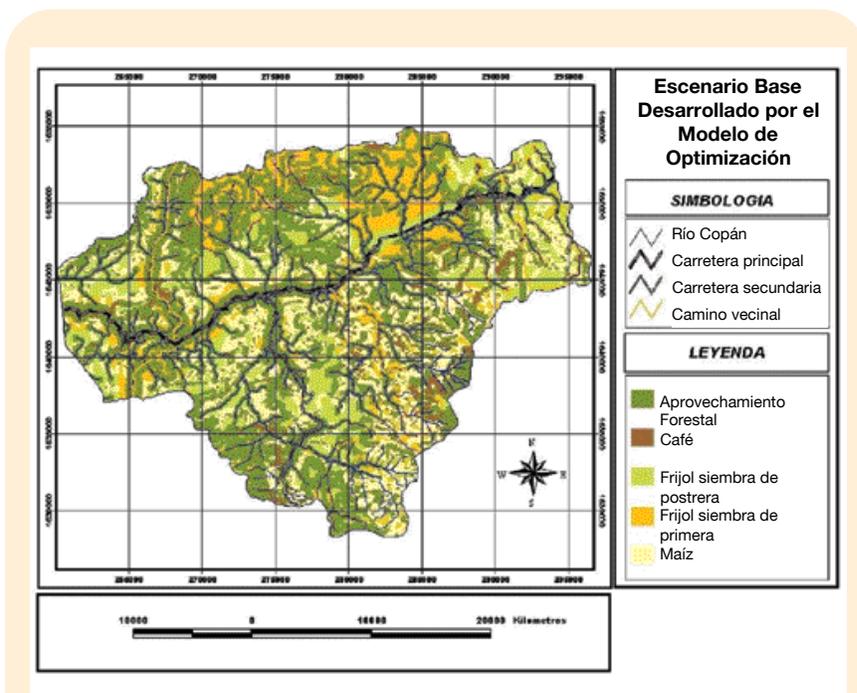


Figura 3. Escenario Base, subcuenca del Río Copán, Honduras
Fuente: Guillén (2002)

¹ Tipo de cambio al 31 de Julio del 2002: L15,87 = US\$1

Según el diagnóstico rural participativo hecho en la subcuenca, el Departamento de Copán es uno de los más pobres de Honduras. Aquí, la producción de granos básicos busca suplir las necesidades de consumo familiar (agricultura de subsistencia), pero en muchos casos, los productores deciden recurrir a préstamos ante cooperativas establecidas en la zona para la inversión inicial, por lo que deben cubrir estos costos con excedentes de producción. En consecuencia, en el modelo propuesto, además de las áreas de aprovechamiento forestal, aumentan las de cultivo de granos básicos para asegurar el abastecimiento.

El uso de la tierra propuesto por el modelo de programación lineal se considera un sistema más eficiente, ya que muestra correlación entre los efectos previstos por el modelo y lo que sucede en la realidad, lo que permite determinar lineamientos del uso de la tierra en la subcuenca del río Copán. Estrada *et al.* (1999) confirma que la utilización de la programación lineal para la integración de variables de tipo biofísico, social y económico son herramientas de mucha utilidad en la construcción de sistemas de producción más eficientes. Para el caso de la subcuenca del río Copán, la programación lineal fue aplicable en la modelación del uso de la tierra y la generación del escenario base que permita orientar la planificación del ordenamiento territorial (Figura 4).

El autoconsumo limita fuertemente la utilización de la tierra. Así, algunas áreas restringidas por ley, son empleadas en la producción de granos, sin tomar en cuenta la categoría restrictiva. Este estudio propone un escenario de ordenamiento del territorio que considere ambas situaciones; por una parte, la optimización mediante el fomento de los usos propuestos por el modelo y, por otra, la protección de los recursos tal y como lo determina la Ley Forestal vigente en Honduras.

En la subcuenca se ubica una zona de protección forestal, declarada por Acuerdo Ejecutivo del Congreso Nacional. Las otras áreas de restricción incorporadas al escenario fueron las zonas productoras de agua (un radio de 250 metros alrededor de los nacimientos de agua) y las zonas protectoras de las riberas de los ríos (150 metros a ambos lados del margen de ríos).

En cuanto al uso de la tierra para producción agrícola, se propone fomentar la agricultura orgánica y complementar las actividades agrícolas con el turismo ecológico mediante la implementación de paquetes turísticos que permitan a los visitantes conocer un poco más de cerca a los productores y el tipo de actividades que realizan, así como sus costumbres, comidas, etc. El ingreso generado por este rubro podría ayudar a paliar los altos índices de pobreza existentes en la zona y promover el desarrollo integral del territorio.

Con medidas como estas se asegura que la cobertura boscosa se conserve mediante el cumplimiento

de las leyes, se reorienten las actividades de producción agropecuaria para fomentar el desarrollo sostenible del territorio y se guarde la armonía con el medio ambiente. Esta propuesta permite revertir en cierta medida la problemática actual de las cuencas hidrográficas en Honduras, al incorporar actividades adecuadas de manejo y uso de la tierra que minimicen el deterioro y protejan el patrimonio de las futuras generaciones (Vargas 1992). Según Ogata (2000), esta propuesta se enmarca dentro de los objetivos primordiales de la “Estrategia Nacional de Ordenamiento Territorial”, ya que apunta hacia el uso racional de los recursos naturales y los sistemas productivos de la subcuenca y, consecuentemente, del país.

Conflictos entre el uso actual y el escenario base

En esta fase del estudio se comparó el escenario base generado en la modelación del uso de la tierra con el escenario de uso actual mediante un análisis de conflictos entre am-

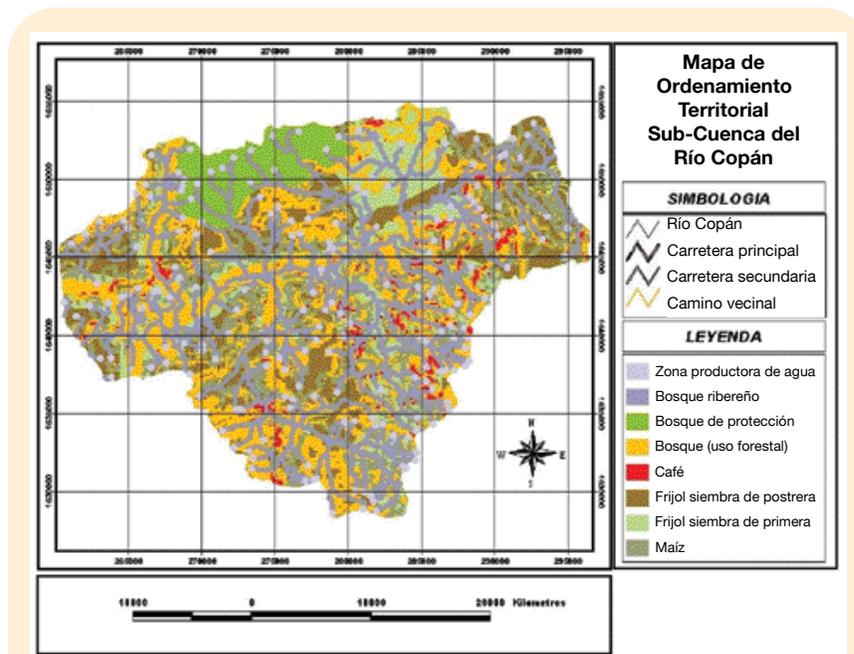


Figura 4. Mapa de ordenamiento territorial, subcuenca del Río Copán, Honduras
Fuente: Guillén (2002)

bos. Se definió como ‘uso correcto’ las áreas donde coinciden el uso propuesto y el uso actual, y ‘conflicto de uso’ las áreas donde no coinciden. El mapa generado mediante la superposición del escenario base y el uso actual de la tierra demuestra que el 75,4% del territorio presenta conflictos de uso (Figura 5).

La propuesta de ordenamiento del territorio para la subcuenca presenta un menor porcentaje de áreas en conflicto, por lo que éste se acerca más a la realidad de la zona, situación que estratégicamente es positiva para la planificación e implementación de la propuesta.

La principal limitante para la subcuenca es el consumo, razón por la cual áreas consideradas como restringidas legalmente para su uso, el modelo las utiliza para la producción de granos básicos con el fin de asegurar el autoconsumo de la población.

El escenario generado por modelación promueve usos que aportan mayor cantidad de sedimentos, por consiguiente es importante la asistencia técnica en conservación de suelos e inspecciones rigurosas en las actividades de manejo forestal.

Conflictos entre ordenamiento territorial propuesto y uso actual
Mediante un mapa adicional se buscó determinar las áreas que muestran conflictos de uso, según el ordenamiento territorial propuesto y el uso actual de la tierra (Figura 6). Este mapa refleja que el 63,4 % de áreas tienen conflictos de uso, mientras que el 36,6 % muestra un uso correcto. Si se comparan los mapas de las figuras 5 y 6, se puede observar que en el último se da una disminución en las áreas con conflictos de uso de la tierra; tal situación permite encaminar acciones para planificar adecuadamente el ordenamiento territorial, tomando como base el ordenamiento territorial propuesto y así controlar y revertir la degradación de los recursos naturales, mitigar la pobreza rural y resolver los

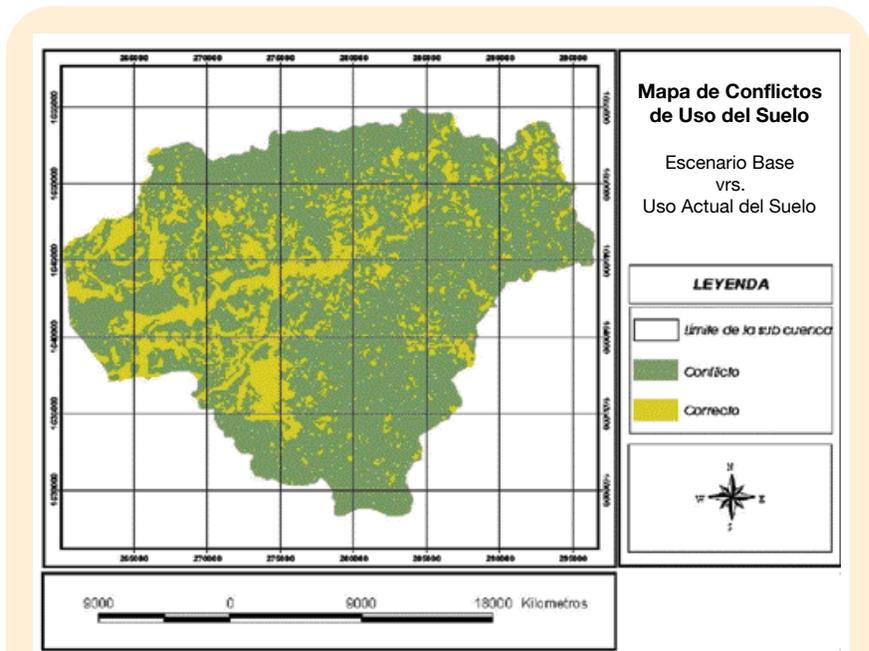


Figura 5. Mapa de conflictos de uso del suelo: escenario base vs. uso actual, Subcuenca del río Copán, Honduras
Fuente: Guillén (2002)

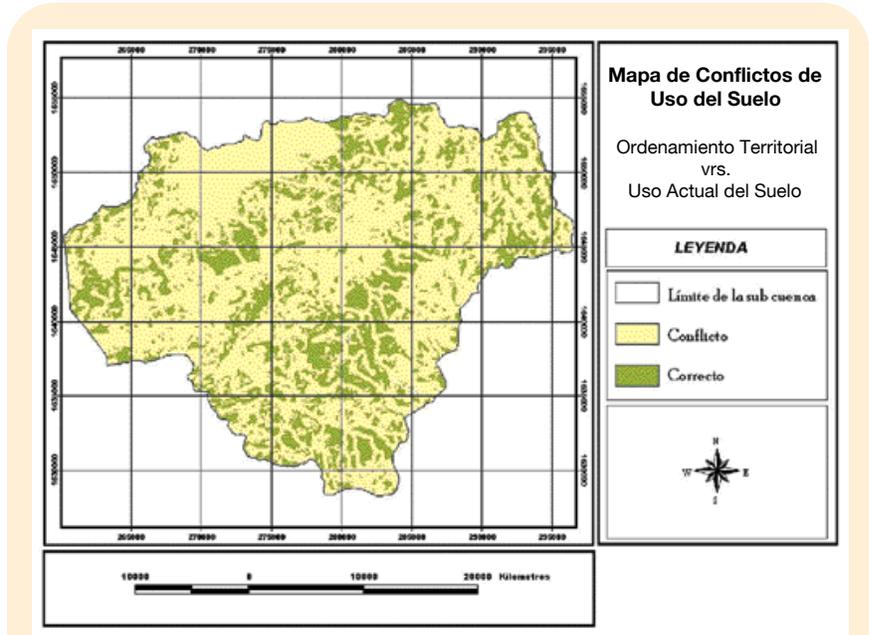


Figura 6. Mapa de conflictos de uso del suelo: ordenamiento territorial vs. uso actual, Honduras
Fuente: Guillén (2002)

conflictos ambientales presentes en la subcuenca (Jiménez 2000). Desde el punto de vista de conservación de los recursos naturales y de la producción de la subcuenca, la propues-

ta de ordenamiento territorial tiene mayor validez, ya que el ordenamiento territorial que se propone se acerca más a la realidad que el escenario modelado.

Las relaciones existentes entre el escenario base y las condiciones actuales son:

- El escenario base promueve el cultivo de los granos básicos y la utilización del bosque más que en la realidad ya que en las condiciones reales existe la falta de capital para desarrollar los mismos.
- En la realidad existe mayor área de bosque sin uso, ya que éste no necesita inversión de capital.
- El escenario modelado tiene menos área de café, matorrales pastos y bosque sin uso, porque la utilización del bosque para aprovechamiento es una actividad más rentable.
- El modelo distribuye el uso del bosque y los cultivos agrícolas en las zonas más cercanas a las vías de acceso, ya que esta condición facilita la disponibilidad de mano de obra.

Conclusiones y recomendaciones

- La propuesta de ordenamiento territorial para la subcuenca del río Copán se elaboró a partir de la modelación de la situación actual y considerando variables biofísicas y socioeconómicas. Esta propuesta permitirá orientar la planificación del ordenamiento del territorio en la zona.
- El modelo de programación lineal se adecuó a las condiciones de la subcuenca; esto demuestra que el mismo modelo se puede usar en otras áreas que deseen ser sometidas a un estudio similar.
- Con la implementación del modelo propuesto se lograría un mejoramiento sustancial de las condiciones de vida y de desarrollo humano, según lo refleja el incremento del ingreso neto alcanzado.
- La toma de decisiones debe basarse en la negociación del escenario de ordenamiento. El escenario base generado en esta investigación puede ser una propuesta adecuada de ordenamiento territorial para la

La toma de decisiones debe basarse en la negociación del escenario de ordenamiento territorial con los habitantes de la subcuenca, pues ellos son quienes mejor conocen su situación; además, para que el ordenamiento territorial funcione, debe contar con la aceptación de los pobladores.

subcuenca del río Copán; sin embargo, es importante considerar otros escenarios para realizar comparaciones entre ellos con el fin de orientar mejor la planificación del manejo del uso de la tierra y, por ende, de los recursos naturales.

- La toma de decisiones debe basarse en la negociación del escenario de ordenamiento territorial con los habitantes de la subcuenca, pues ellos son quienes mejor conocen su situación; además, para que el ordenamiento territorial funcione, debe contar con la aceptación de los pobladores.
- En la generación de nuevos escenarios es importante introducir matrices que consideren los ingresos percibidos en la subcuenca por concepto de turismo, así como los ingresos del Parque Arqueológico Copán Ruinas.
- La consideración de áreas vulnerables a riesgos naturales, como deslizamientos e inundaciones, debe ser fundamental y de mucha utilidad en la planificación del ordenamiento territorial en la subcuenca.

Literatura citada

- Estrada, RD; Chaparro, O; Rivera, B. 1999. Utilización de modelos de simulación para la evaluación extante. Instrumentos para la toma de decisiones en el manejo de los recursos naturales. Cali, Colombia, CIAT. 208 p.
- Chaves, SE.; Wo, E.; Jiménez, E. 1992. Documento de diagnóstico sobre las áreas de conservación San José Costa Rica, Proyecto de Ordenamiento Territorial, Centro de Derecho Ambiental y de los Recursos Naturales (CEDARENA).
- FAO. 1985. Evaluación de tierras con fines forestales. Roma, Italia. 106 p. (Estudios FAO Montes No. 48).
- FAO. 1994. Directrices sobre la planificación del aprovechamiento de la tierra. Roma, Italia. 96 p. (Colección FAO Desarrollo 1).
- FAO. 2001. Programación lineal para la elaboración de escenarios óptimos de uso de la tierra: Un método para el ordenamiento territorial basado en la evaluación de tierra con estudios de caso de Brasil y Chile. Santiago, Chile, Proyecto Regional Información sobre tierras y aguas para un desarrollo agrícola sostenible. 71 p. (Informe Técnico No. 3).
- Guillén Zelaya, RL. 2002. Modelación del uso de la tierra para orientar el ordenamiento territorial y en la subcuenca del río Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 90p.
- Jiménez, A. 2000. Escenarios de desarrollo en la cuenca del río Calán, Siguatepeque, Honduras. Siguatepeque, Honduras, ESNACIFOR. 89 p.
- Meléndez, L.; Faustino, J. 1998. Carlos José Rivas: Veinte años de experiencia en gestión y manejo de cuencas hidrográficas. Agroforestería en las Américas 5(20):6-9.
- Ogata, G. 2000. Plan de operaciones para el desarrollo de una estrategia nacional de ordenamiento territorial en Honduras. Tegucigalpa, Honduras. 48 p. (Borrador para discusión).
- Rivera, S. 1998. Análisis de la deforestación en Honduras (1965-1992) usando técnicas de sensores remotos y sistemas de información geográfica. Tatascán, Revista Técnica del ESNACIFOR 10(2): 65-79.
- Simmons, CS; Castellanos, V. 1968. Mapa general de suelos de la república de Honduras. Esc. 1:1 000 000. Tegucigalpa, Honduras, Instituto Geográfico Nacional.
- Vargas, G. 1992. Estudio del uso actual y capacidad de uso de la tierra en América Central. Anuario de Estudios Centroamericanos 18(2):7-23.

Problemas fitosanitarios de la teca en Costa Rica

Marcela Arguedas

Instituto Tecnológico de Costa Rica

marguedas@itcr.ac.cr

Priscila Chaverri

Pennsylvania State University

priscila@nt.ars-grin.gov

Jean-Marc Verjans

Ecoforest S.A. Panamá

Jean_Marc_Verjans@eco-forest.com

El número de herbívoros y patógenos asociados a la teca aumenta año con año en Costa Rica, principalmente a causa del incremento en el área reforestada con esta especie.



Resumen

La teca (*Tectona grandis*) es una de las especies más utilizadas para la reforestación en las regiones tropicales. Actualmente, en Costa Rica hay 40 000 ha reforestadas con esta especie. Durante ocho años, se realizaron inspecciones para diagnosticar herbívoros y fitopatógenos en plantaciones comerciales de teca en Costa Rica en las regiones Huetar Norte, Huetar Atlántica y Chorotega. Se identificaron 20 especies de insectos (48,8%), 18 de patógenos (43,9%), dos de vertebrados (4,9%) y un muérdago (familia Loranthaceae) (2,4%). Los problemas de mayor impacto son producidos en los brotes por *Phomopsis* sp. y *Pseudoepicoccus* sp. (mancha) y los masticadores de la lámina foliar *Hyblaea puera* (Hyblaeidae, Lepidoptera) y *Rhaphoderus* sp. (Crhysomelidae, Coleoptera) en el follaje. En el fuste se encontraron daños causados por la bacteria *Agrobacterium tumefaciens* y diferentes canchros de origen fúngico (*Nectria nauritcola*, *Fusarium* sp., y *Botryodiplodia* sp.), así como los barrenadores *Plagiohammus spenipennis* y *Neoclytus cacicus* (Cerambycidae, Coleoptera).

Palabras claves: *Tectona grandis*; protección de las plantas; insectos dañinos; organismos patógenos; plagas forestales; daños; síntomas; Costa Rica.

Summary

Teak (*Tectona grandis*) is one of the main species used for reforestation in tropical regions. Currently there are 40 000 ha reforested with this species in Costa Rica. During the last eight years, commercial plantations of teak in the Huetar Norte, Huetar Atlántica and Chorotega regions have been inspected in order to diagnose for herbivores and phytopathogens. Twenty species of insect (48%), 18 species of pathogens (43,9%), two species of vertebrates (4,9%) and one species of mistletoe (2,4%) (Loranthaceae Family) were identified. Problems with major impact are caused on buds by *Phomopsis* sp.; on foliage by *Pseudoepicoccus* sp. (spots) and defoliating insects *Hyblaea puera* (Hyblaeidae, Lepidoptera) and *Rhaphoderus* sp. (Crhysomelidae, Coleoptera). Damages to tree stems were produced by the bacterium *Agrobacterium tumefaciens* and various cankers of fungous origin (*Nectria nauritcola*, *Fusarium* sp. and *Botryodiplodia* sp.), as well as the borers *Plagiohammus spenipennis* and *Neoclytus cacicus* (Cerambycidae, Coleoptera).

Keywords: *Tectona grandis*; protection of the plants; harmful insects; pathogenic organism; forest pests; damages; symptoms; Costa Rica.

La teca (*Tectona grandis* L.f.), es una de las especies preferidas en la reforestación de las zonas tropicales debido a sus características de excelente rendimiento (Bhat 2000). En Centroamérica se informa de aproximadamente 76 000 ha plantadas con dicha especie (FAO 2002); específicamente en Costa Rica, MINAE (1998) informa de 40 000 ha. Actualmente, esta es una especie importante para el sector forestal costarricense, ya que los productos de los raleos silviculturales (madera joven) están siendo vendidos en mercados internacionales (Moya 2002). El éxito de la productividad esperada de las plantaciones

forestales puede darse cuando se definen enfoques integrados para su manejo; entre ellos, las prácticas silvícolas apropiadas -como la protección fitosanitaria- son fundamentales (FAO 2002). Existe poca información sobre aspectos fitosanitarios en plantaciones forestales tropicales y, específicamente en Costa Rica, las experiencias han sido poco sistematizadas (Arguedas y Quirós 1997).

Con el objetivo de divulgar la información recopilada, este estudio presenta un diagnóstico fitosanitario y una descripción de las plagas consideradas de mayor importancia en *Tectona grandis* en Costa Rica. Para ello, durante los últimos ocho años,

se realizaron inspecciones para diagnosticar herbívoros y fitopatógenos en plantaciones comerciales de *T. grandis* en las regiones Huetar Norte, Huetar Atlántica y Chorotega de Costa Rica. Los daños y los cuadros sintomatológicos fueron descritos en el campo. Las muestras se llevaron al laboratorio de Protección Forestal del Instituto Tecnológico de Costa Rica, donde se realizó la crianza, montaje e identificación de insectos, así como los análisis fitopatológicos mediante técnicas tradicionales (Dhingra y Sinclair 1985, French y Hebert 1982). Para la identificación taxonómica de insectos se contó con el apoyo de taxónomos

del Instituto de Biodiversidad y del Museo de Entomología de la Universidad de Costa Rica.

Se identificaron 20 especies de insectos (48,8%), 18 de patógenos (43,9%), dos de vertebrados (*Orthogeomys underwoodii* y *Sigmodon hispidus*) (4,9%) y un muérdago (familia Loranthaceae) (2,4%) (Cuadro 1). Se detectó más o menos la misma cantidad de problemas en el follaje (34,1%) que en el fuste (29,3%), lo cual no es común, ya que por lo general el mayor porcentaje de problemas se presenta en el follaje de las especies forestales (Arguedas *et al.* 1997).

Principales problemas encontrados

Brotos

Se observaron grupos de 5 a 15 árboles de 2 años atacados por *Phomopsis* sp. en el fuste y brote terminal. Aparentemente la infección se desarrolla de arriba hacia abajo; la corteza se necrosa y toma una coloración negruzca, lo que provoca la muerte de todo el sector afectado (Figura 1). En algunas ocasiones, las nervaduras principales de las hojas también son afectadas y presentan una necrosis color negro. Si en el campo hay períodos prolongados de alta humedad relativa, se observan pequeñas estructuras negras y duras que emergen de los tejidos, las cuales son los picnidios o estructuras reproductivas del hongo.

Follaje

En las regiones Huetar Norte y Huetar Atlántica es común encontrar una mancha circular de hasta 8 cm de diámetro formada por aros necróticos circuncéntricos ('mancha de tiro al blanco'), producida por el hongo *Pseudoepicocus* sp. Cada hoja puede presentar varias manchas, las cuales se unen y producen grandes áreas necróticas. El resto de la lámina foliar aparentemente no es afectada y no se produce caída de las hojas. Sharma *et al.* (1985) indican

Cuadro 1. Problemas fitosanitarios de *Tectona grandis* en Costa Rica

Parte del árbol atacada	Insecto	Patógeno
Plántula	<i>Spodoptera</i> sp. (Noctuidae, Lep.) Sp. no id. (Chrysomelidae, Col.)	<i>Aphelenchus</i> spp. <i>Fusarium</i> sp. <i>Pseudomonas</i> sp. <i>Trychoderma</i> spp.
Brotos		<i>Phomopsis</i> sp. <i>Nigrospora</i> sp.
Follaje	<i>Atta</i> spp. (Formicidae, Hym.) <i>Automeris</i> sp. (Saturniidae, Lep.) <i>Disentria violacens</i> (Notodontidae, Lep.) <i>Hyblaea puera</i> (Hyblaeidae, Lep.) <i>Hylesia</i> sp. (Saturniidae, Lep.) <i>Rhadbopterus</i> sp. (Chrysomelidae, Lep.) Sp. no id. (Aleyrodidae, Hom.) Sp1. no id. (Geometridae, Lep.) Sp2. no id. (Geometridae, Lep.)	<i>Cercospora rangita</i> <i>Pestalotia</i> sp. <i>Phomopsis</i> sp. <i>Pseudoepicocus</i> sp. 'Fumagina'
Ramillas	<i>Edessa</i> sp. (Pentatomidae, Hem.)	
Fuste	<i>Coptotermes testaceus</i> (Rhinotermitidae, Iso.) <i>Euplatypus parallelus</i> (Scolytidae, Col.) <i>Neoclytus cacticus</i> (Cerambycidae, Col.) <i>Plagiohammus spinipennis</i> (Cerambycidae, Col.) <i>Xyleborus affinis</i> (Scolytidae, Col.) <i>Xylosandrus crassiusculus</i> (Scolytidae, Col.) Sp. no id. (Sesiidae, Lep.)	<i>Botryodiplodia</i> sp. <i>Corticium salmonicolor</i> <i>Nectria nauritiicola</i> <i>Fusarium</i> sp.
Raíz	<i>Phyllophaga</i> sp. (Scarabaeidae, Col.)	<i>Fusarium oxysporum</i> <i>Fusarium</i> spp. <i>Phytophthora</i> spp.

Orden: Coleoptera (Col.), Hemiptera (Hem.), Homoptera (Hom.), Hymenoptera (Hym.), Isoptera (Iso.) y Lepidoptera (Lep.).

que en India, los ataques de este hongo representan un problema importante en árboles jóvenes; sin embargo, en Costa Rica solamente se ha observado en árboles mayores de tres años.

En cuanto a insectos defoliadores, se han reportado muy pocas especies y ataques esporádicos. En Costa Rica, desde hace aproximadamente cuatro años, *Hyblaea puera* (Hyblaeidae, Lepidoptera), conocido a nivel mundial como el 'esqueletizador de la teca', produce defoliaciones importantes en plantaciones de teca durante el período de sequía. Las larvas pliegan y unen con seda un borde de la hoja con la lámina foliar donde se albergan. De allí salen a alimentarse del resto de la lámina foliar dejando únicamente las nervaduras primaria y secundarias. Si el ataque es muy severo, se pueden observar hasta 12 larvas por hoja y defoliaciones totales, partiendo



Foto: Marcela Arguedas.

Figura 1. Arbol joven de *Tectona grandis* afectado por *Phomopsis* sp.

en forma preferencial de las hojas más jóvenes. La pérdida de producción puede ser muy importante (hasta un 44% del aumento volumétrico durante cinco años en una plantación joven) y si las yemas apicales son atacadas, los árboles pueden tomar una mala forma irreversible (árboles bifurcados) (Nair *et al.* 1985, Nair *et al.* 1996). En su último instar, las larvas pueden medir aproximadamente 4 cm de largo, el cuerpo tiene una apariencia suave, lisa y opaca, con coloraciones que varían de gris oscuro a negro, con bandas longitudinales de color naranja y laterales blancas (Figura 2). La larva madura usualmente desciende al suelo mediante un hilo de seda y pupa bajo una delgada capa de hojas secas. Las palomillas son relativamente pequeñas, con una envergadura alar de 3-4 cm y una postura de descanso característica que le oculta el negro y naranja (Nair 1986, Arguedas 1999, Ordóñez 1999).

Desde Guatemala hasta Colombia se informa de ataques de *Rhabdopterus* sp. (Crhysomelidae, Coleoptera), el cual produce muchas pequeñas perforaciones aisladas y semicirculares en la lámina foliar, por lo que se le llama el ‘colador de la teca’ (Figura 3). En Costa Rica, los daños en las hojas afectadas pue-

den considerarse como severos. El adulto tiene cuerpo ovalado color verde metálico de aproximadamente 4-5 mm de largo y patas rojizas. Flowers y Janzen (1997) reportan como hospederos nativos de Costa Rica a los árboles de *Ocotea vera-guensis* (Lauraceae) y *Manilkara chicle* (Sapotaceae).

Fuste

Agrobacterium tumefaciens es una bacteria de la familia Rhizobiaceae que produce una enfermedad denominada ‘corona de agallas’, la cual causa tumores a más de 80 familias de plantas herbáceas y forestales (Sinclair *et al.* 1987). En Costa Rica, en especies forestales, se la encuentra en *Eucalyptus grandis* y *E. deglupta*, en *Gmelina arborea* y en *Tectona grandis*. En la teca se forman agallas o tumores, principalmente en la base de los tallos a nivel de la superficie del suelo. Inicialmente son pequeños crecimientos esféricos con la apariencia de callos, los cuales crecen rápidamente hasta constituirse en grupos de protuberancias fácilmente distinguibles. En árboles de dos a tres años, los tumores pueden llegar a alcanzar diámetros superiores al de su hospedero. Estas agallas son leñosas y mantienen la coloración y la textura del

resto de la corteza. Con el tiempo, la superficie se rompe y toma una coloración oscura; en algunas ocasiones las agallas terminan por desintegrarse. En los árboles de más de dos años de edad, las agallas generalmente se desarrollan en la base del fuste, aunque en algunos casos se han observado a lo largo del mismo, en los puntos de poda y en las ramas. Generalmente los árboles adultos logran desarrollarse con la presencia de la enfermedad sin efectos aparentes; sin embargo, otros patógenos de suelo pueden penetrar por las agallas decadentes y producir otras enfermedades (Arguedas 1994, Arguedas y Quirós 1997).

En el fuste, principalmente en las regiones húmedas, se describen diversos tipos de canchales (Cuadro 2). El más común es producido por *Nectria nauritiicola*. Otro daño importante en el fuste, es el ataque de *Plagiohammus spenipennis* (Cerambycidae, Coleoptera). Durante los primeros estadios, las larvas se alimentan en la zona del líber, lo que obstaculiza el flujo de nutrientes; en consecuencia, el tallo se abulta en el punto del ataque y aparecen yemas debajo de ese punto, dando origen a ramificaciones (Figura 4). Posteriormente, la larva barrena el xilema y crea galerías en forma de ani-



Fotos: Marcela Arguedas.

Figura 2. Larva de *Hybalea puera* (Hyblaeidae, Lepidoptera), defoliador de *Tectona grandis*



Figura 3. Daño característico producido al follaje de *Tectona grandis* por *Rhabdopterus* sp. (Crhysomelidae, Coleoptera)

llo. En los últimos estadios puede penetrar hasta la médula, donde barren hacia arriba. Además del daño que causa a la madera, muchos árboles se quiebran con el viento en los puntos de ataque. Los daños se presentan durante los tres primeros años. La larva madura puede medir más de 5 cm y tiene la forma típica de un cerambícido; es decir, no po-

see patas y algunos segmentos del tórax son muy anchos. Ella se convierte en pupa dentro de una celda excavada en la médula y la madera circundante. Para salir del árbol, el adulto hace un agujero circular, de 6-8 mm de diámetro. El macho adulto mide 2,2 cm de longitud y sus antenas miden 4,5 cm, en tanto que la hembra mide 2,5 cm y sus antenas miden 3,5 cm. Ambos sexos exhiben una coloración parda oscura. En cada élitro hay seis manchas blancas e irregulares y poseen una espina en el ápice de cada élitro. Se han detectado dos hospederos silvestres: un arbusto, el tuete (*Vernonia patens*) y una planta herbácea, la cinco negritos (*Lantana camara*); las dos son de la misma familia que la teca (Verbenaceae) (Ford 1981, CATIE 1991, Arguedas y Chaverri 1997).

En piezas de fuste almacenadas en patios, provenientes principalmente de raleos, se han presentado ataques del barrenador *Neoclytus caecicus* (Cerambycidae, Coleoptera). Las larvas construyen galerías en la albura, sin que externamente se detecten signos del ataque. El ciclo de vida se completa en las galerías y el adulto construye orificios circulares de aproximadamente 5

mm de diámetro por donde emerge. El adulto puede medir hasta 1,5 cm de largo, es de color café claro con cuatro marcas blancas sobre los élitros. Las primeras manchas forman, en conjunto, una "M" y las últimas una "V" invertida. Las antenas son más cortas que el cuerpo. El primer par de patas es más pequeño que los dos otros pares; estos, a su vez, son más largos que el cuerpo (Figura 5). Este insecto tiene como hospedero nativo a la planta *Guaiaicum officinale* (Duffy 1960).

Raíz

En plantaciones recién establecidas en sitios donde anteriormente se cultivaron hortalizas, es muy común la presencia de ataques severos del comedor de raíces *Phyllophaga* sp. La larva, que tiene una forma de "C" y mide entre 2 y 5 cm, pasa por tres instares; durante los dos primeros (cuatro a seis semanas) come materia orgánica y raíces fibrosas en el suelo, mientras que en el tercero (cinco a ocho semanas) se alimenta sólo de raíces; luego construye una celda entre 10 y 20 cm de profundidad, donde permanece inactiva hasta enero o febrero, que es la época en que empupa (CATIE 1991).

Foto: Marcela Arguedas.



Figura 4. Daño característico producido al fuste de árboles jóvenes de *Tectona grandis* por *Plagiohammus spinipennis* (Cerambycidae, Coleoptera)

Cuadro 2.

Cancros encontrado en *Tectona grandis* en Costa Rica

Nombre común/ agente causal	Descripción
Cancro nectria (<i>Nectria nauritcola</i>)	En la corteza de la base del fuste se observa un área ovalada de color oscuro. La corteza podrida se puede desprender con la mano y observar los tejidos del xilema expuestos. Los cancos pueden permanecer mucho tiempo en el árbol, el cual comienza a producir tejidos de defensa como callos y posiblemente corteza subepidérmica que provoca grandes áreas abultadas y deformes, principalmente en la base del árbol. En árboles jóvenes, el cancro puede ser longitudinal y ampliarse en la base, por lo que en algunos casos el árbol muere por anillamiento (Arguedas <i>et al.</i> 1995).
Cancro alargado (agente causal no identificado)	Resquebrajamiento longitudinal de la corteza que puede profundizarse hasta el xilema. En algunos casos se desarrolla en forma extensiva, hasta cubrir áreas de 12 x 6 cm; si se corta la corteza superficial, es posible observar los tejidos internos totalmente necrosados (coloración pardo oscura). En otros casos, aparentemente en los cancos más viejos, el resquebrajamiento se prolonga a lo largo del fuste (hasta 60 cm) y el árbol forma callos en los bordes, lo cual delimita la extensión perimetral de los mismos.
Cancro longitudinal (<i>Fusarium</i> sp.)	Cancro de fuste longitudinal con resquebrajamiento de la corteza. Se desarrolla desde la base del fuste hasta aproximadamente 4 m de altura; en ocasiones se ha observado en todo el perímetro, lo que provoca la muerte del hospedero. Algunas ramas también afectadas presentan protuberancias lignificadas.
Cancro múltiple (<i>Botryodiplodia</i> sp.)	Cada cancro representa un abultamiento de 3 a 20 cm de largo y de 2 a 23 cm de ancho a lo largo del fuste, principalmente en los puntos de poda; la corteza se abre en dichos sitios. En un árbol se pueden encontrar hasta 16 cancos (Ordóñez 1999).



Figura 5. Adulto de *Neoclytus cacticus* (Cerambycidae, Coleoptera) barrenador de la madera cortada de *Tectona grandis*

En plantaciones adultas establecidas en regiones con altos niveles de precipitación anual y deficiencias de drenaje, se presentan continuamente focos de árboles que mueren por ataques radicales de *Fusarium* spp. y *Phytophthora* spp.

Consideraciones finales

■ El número de herbívoros y patógenos asociados a la teca aumenta año con año en Costa Rica, principalmente a causa del incremento en el área reforestada con esta especie. Los problemas más severos se presentan en las regiones con precipitaciones superiores a 3000 mm y menos de tres meses de sequía. Los problemas de origen patológico se ven favorecidos por condiciones de humedad y temperatura altas; además, los insectos

defoliadores tienen disponibilidad de alimento durante todo el año, ya que los árboles no llegan a perder su follaje durante los períodos de sequía.

- Los problemas de mayor impacto son el cancro causado por *Nectria nauritiicola*, la quema de los brotes por *Phomopsis* sp., las defoliaciones por *Hyblaea puera*, y en madera joven cortada, *Neoclytus cacticus*.
- La investigación que se ha desarrollado no logra cubrir los aspectos fundamentales de los principales problemas descritos. Es necesario generar mayores conocimientos sobre el efecto del ataque de dichas plagas en el rendimiento y calidad del hospedero, la ecología y el comportamiento epidemiológico y los programas de manejo.

Literatura citada

- Arguedas, M. 1994. La corona de agallas *Agrobacterium tumefaciens*. Cartago, Costa Rica, ITCR-CIT. 8 p. (Serie Plagas y Enfermedades Forestales N° 10).
- Arguedas, M. 1999. Plagas de la teca en Costa Rica. Desde el Bosque 2(1):13.
- Arguedas, M.; Chaverri, P. 1997. Abejones barrenadores (Cerambycidae). Cartago, Costa Rica, ITCR-CIT. 8 p. (Serie Plagas y Enfermedades Forestales N° 20).
- Arguedas, M.; Chaverri, P.; Miller, C. 1995. Cancro *Nectria* en especies forestales. Cartago, Costa Rica, ITCR-CIT. 8 p. (Serie Plagas y Enfermedades Forestales N° 18).
- Arguedas, M.; Hilje L.; Quirós, L.; Chaverri, P.; Scorza, F.; Araya, C. 1997. Catálogo de plagas y enfermedades forestales en Costa Rica. 2 ed. Cartago, Costa Rica, ITCR, Programa Interinstitucional de Protección Forestal PIPROF. 67 p.
- Arguedas, M.; Quirós, L. 1997. Experiencias y perspectivas del manejo de plagas forestales en Costa Rica. Manejo Integrado de Plagas 45:34-42.
- Bhat, K.M. 2000. Timber quality of teak from managed tropical plantations with special reference to Indian plantations. Bois et Forêts des Tropiques 263(1):6-15.
- CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CR). 1991. Plagas y enfermedades forestales en América Central. Guía de campo. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 260 p.
- Dhingra, O.D.; Sinclair, V.B. 1985. Basic plant pathology methods. Florida, CRC Press. 355 p.
- Duffy, E.A.J. 1960. A monograph of the immature stages of neotropical timber beetles (Cerambycidae). Londres, British Museum. 327 p.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación IT). 2002. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2002. Informe principal. Roma. 468 p. (Estudio FAO Montes 140).
- Flowers, R.W.; Janzen, D.H. 1997. Feeding records of Costa Rican leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae). Florida Entomologist 80(3):334-366.
- Ford, L.B. 1981. Reconocimiento de las plagas de plantaciones forestales en Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 53 p. (Serie Técnica. Informe Técnico No. 7).
- French, R.; Hebert, J. 1982. Métodos de investigación fitopatológica. San José, Costa Rica, IICA. 290 p.
- MINAE (Ministerio de Ambiente y Energía, CR). 1998. El sector forestal costarricense. San José, Costa Rica, Sistema Nacional de Áreas de Conservación. 23 p.
- Moya, R. 2002. Influencia del cambium, tasa de crecimiento y nivel de precipitación sobre la densidad básica de la teca en Costa Rica. Madera y Bosques 8(1): 39-49.
- Nair, K.S.S. 1986. Important insect pest problems of forest plantations in tropical India. In IUFRO World Congress. Proceedings. p. 134-145.
- Nair, K.S.S.; Sudheendrakumar, V.V.; Varma, R.V.; Chacko, K.C. 1985. Studies on the seasonal incidence of defoliators and the effect of defoliation on volume increment of teak. Kerala, India, Kerala Forest Research Institute. 78 p. (KFRI Research Report no. 30).
- Nair, K.S.S.; Sudheendrakumar, V.V.; Varma, R.V.; Chacko, K.C.; Jayaraman, K. 1996. Effect of defoliation by *Hyblaea puera* and *Euteuctona machaeralis* (Lepidoptera) on volume increment of teak. In Symposium of Impact of Diseases and Insect Pest in Tropical Forest. p. 257-273.
- Ordóñez, H. 1999. Evaluación de problemas fitosanitarios en plantaciones de teca en Forestales Costarricenses S.A. Informe de Práctica de Especialidad. Cartago, Costa Rica, Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica. 62 p.
- Sharma, J.K.; Mohanan, C.; Florence, E.J.M. 1985. Disease survey in nurseries and plantations of forest tree species grown in Kerala. Kerala, India, Forest Research Institute. 275 p.
- Sinclair, W.A.; Howard, H.L.; Warren, T.J. 1987. Disease of trees and shrubs. New York, Cornell University Press. 573 p.

Finegan, B; Hayes, J; Delgado, D; Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: Una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. WWF Centroamérica. 116 p. ISBN 9968-825-14-X

La intención de esta Guía es servir como insumo al esfuerzo global de manejar en forma sostenible los Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC) a partir de criterios de producción y conservación válidos.

El objetivo general es poner a disposición de los operadores y certificadores de bosques tropicales procedimientos metodológicos, prácticos y relevantes, para el monitoreo ecológico de actividades forestales certificadas en BAVC según los protocolos y estándares del FSC, permitiendo con su uso mejorar el manejo forestal y satisfacer los requisitos de la certificación.

La Guía se organiza en seis secciones y cuatro anexos. La Sección 1 ofrece información general sobre el monitoreo útil para los interesados en diseñar y ejecutar un programa de monitoreo. La Sección 2 presenta los pasos fundamentales para diseñar un programa de monitoreo. Esta sección demuestra que los objetivos de conservación son fundamentales dentro de los objetivos del manejo y que el programa de monitoreo es solo una parte en la consecución de los objetivos de conservación. A veces, identificar cuáles elementos ecológicos deben ser monitoreados pareciera una tarea imposible, por eso la Guía ayuda a seleccionar entre la amplia gama de posibilidades. La Sección 3 presenta un árbol de decisiones que orienta al usuario entre las múltiples decisiones posibles. La Sección 4 se refiere al marco conceptual sobre cómo usar los datos del monitoreo para modificar el plan de manejo. La Sección 5 ofrece las técnicas de campo que pueden implementarse para el monitoreo en las áreas manejadas y de referencia. Finalmente, la Sección 6 ofrece un lineamiento para el establecimiento de límites entre los cambios aceptables y no aceptables para que el monitoreo sea realmente útil. Los anexos proveen información básica para mayor comprensión del tema.

La guía está disponible en formato pdf en la siguiente dirección:

http://www.wwfca.org/photos/libros/Guia_y_Monitoreo.pdf



Concurso de materiales de extensión forestal y agroforestal mediante el uso del Manual Árboles de Centroamérica



Tema

Manejo sostenible de los recursos naturales basado en el uso del Manual Árboles de Centroamérica, el cual incluye: materiales de extensión para la promoción de plantaciones forestales, sistemas agroforestales, manejo de bosques naturales, conservación de los recursos naturales, etc.

Participantes

Individuos o entidades gubernamentales, no gubernamentales o de iniciativa privada, involucrados en el manejo sostenible de los recursos naturales indicados en el tema del concurso.

Ámbito geográfico

Belice, Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá.

Fecha límite para el envío de los trabajos

30 de septiembre del 2004.

Premios

Cuatro de US\$500 cada uno para apoyar la impresión de los materiales ganadores.

Bases para el concurso de elaboración de materiales de extensión forestal y agroforestal mediante el uso del Manual Árboles de Centroamérica

1. Antecedentes y justificación

El Proyecto Árboles Mesoamericanos (PAM), ejecutado por el Instituto Forestal de Oxford (OFI) y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) con fondos del Programa de Investigación Forestal del Reino Unido (FRP), publicaron el Manual Árboles de Centroamérica (AdC), con el cual se está capacitando a técnicos agropecuarios y extensionistas del Istmo Centroamericano en diferentes aspectos de plantaciones forestales, agroforestería, manejo de bosques naturales, manejo de la diversidad y mercadeo y comercialización, y se proporciona información acerca de estos temas sobre 199 especies nativas de Centroamérica. El Manual AdC está también disponible en forma electrónica en un CD ROM. Usando el CD, los capacitados pueden seleccionar más rápidamente especies para diferentes tipos de bosque, usos y manejo en finca, así como buscar sinónimos, nombres comunes, términos y palabras clave. Además cuenta con una colección de alrededor de 1 500 imágenes que pueden ser utilizadas en forma gratuita para la elaboración de materiales de extensión y educativos no comerciales.

Dentro de los productos del PAM, se dejó previsto un concurso sobre la elaboración de materiales de extensión forestal y agroforestal. El objetivo principal del concurso es animar a los usuarios del Manual AdC a crear materiales de extensión impresos, mediante la entrega de cantidades limitadas de dinero que apoyen la publicación de los trabajos y que sean favorecidos con los cuatro primeros lugares (US\$500 para cada uno).

2. Trabajos que podrán participar en el concurso

Materiales diseñados a una tinta, dos tintas o todo color, tales como plegables o brochures, afiches, cartillas populares o pequeños manuales de capacitación, rotafolios, calendarios, panfletos, volantes y otros materiales relacionados, basados en textos e imágenes del Manual AdC o de su CD ROM que le acompaña.

3. Tema del concurso

Manejo sostenible de los recursos naturales basado en el uso del Manual AdC, el cual incluye: materiales de extensión para la promoción de plantaciones forestales, sistemas agroforestales, manejo de bosques naturales, conservación de los recursos naturales, etc.

4. Participantes al concurso

Personas individuales o entidades gubernamentales, no gubernamentales o de iniciativa privada, involucrados en el manejo sostenible de los recursos naturales indicados en el tema del concurso.

5. Ámbito geográfico de los participantes al concurso

Belice, Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá.

6. Idioma para la presentación de los trabajos

Español, inglés o cualquier otra lengua del Istmo Centroamericano, que sea accesible a pequeños productores de América Central. En caso de materiales elaborados en alguna lengua diferente al español o inglés, se requiere acompañarle por separado una traducción a cualquiera de los dos idiomas indicados (español o inglés).

7. Requisitos indispensables

- Presentar un plan de producción del material presentado al concurso, con base en la metodología sugerida en el Manual AdC (ver ejemplos en páginas 30, 31, 32, 36 y 43).
- Adicionar al trabajo final los guiones técnicos y visuales elaborados para la realización de los materiales presentados, con base en la metodología sugerida en el Manual AdC (ver ejemplos en páginas 32, 33, 36, 37, 40, 43, 44, 46 y 49).
- Imágenes (fotografías, dibujos, ilustraciones, etc.) provenientes del CD-ROM del Manual AdC, página web del PAM (www.arbolesdecentroamerica.info) u otras, si en dado caso no existieran las adecuadas en el CD-ROM o página web del Proyecto.
- Que el material a presentar al concurso sea de difusión gratuita al momento de su difusión (no se aceptará aquellos cuyo fin sea la venta o el trueque).

8. Aspectos a valorar

- Diseño original (no se aceptarán diseños ya publicados), sencillo y equilibrado.
- Creatividad y buen gusto.
- Uso de lenguaje sencillo y apropiado para productores de Centroamérica.
- Contenido de impacto.
- Concordancia entre contenido técnico y visual.
- Uso adecuado de los créditos en las imágenes que lleve el material de extensión a presentar al concurso.

9. Forma de presentación de los trabajos

Impresión del trabajo en papel bond de cualquier tamaño, utilizando para el efecto impresora de computadora. Para materiales de gran tamaño (rotafolios, calendarios u otros cuya versión final exceda de 8.5x11 pulgadas), y en aquellos casos en que los participantes no tengan acceso a impresora/plotter que admita papel de tamaños mayores a 8.5x11 pulgadas, se aceptará una versión reducida en tamaño carta (8.5x11 pulgadas) para la evaluación del jurado. Acompañar al trabajo impreso (el cual no será devuelto) la versión electrónica en formato PDF, Word, Power Point, Illustrator, Publisher o Page Maker.

10. Fecha límite de entrega de los trabajos y fallo del jurado

Se fijó como fecha límite el 30 de septiembre del 2004 para recibir los trabajos en el lugar indicado abajo (Apartado 11 de estas bases). Los resultados se anunciarán en el sitio web del proyecto (www.arbolesdecentroamerica.info) el 15 de noviembre del 2004.

11. Lugar de envío de los trabajos

Proyecto Árboles Mesoamericanos, Departamento de Agricultura y Agroforestería, CATIE, 7170. Turrialba, Costa Rica. Puede enviarse los trabajos por correo certificado u otro medio que garantice la entrega.

12. Premios

Cuatro de US\$500 cada uno, para apoyar la impresión de los materiales ganadores.

13. Jurado

Representantes del Instituto Forestal de Oxford y del CATIE.



XII Congreso Forestal Mundial

Pronunciamiento final

Los Bosques, Fuente de Vida

“El tema de los bosques se relaciona con toda la gama de problemáticas y oportunidades para el desarrollo y el medio ambiente...”

Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, 1992

“Los bosques son una fuente de vida para el planeta y su gente.”

Quebec, Canadá
28 de setiembre del 2003

El XII Congreso Forestal Mundial se celebró del 21 al 28 de setiembre del 2003 en Quebec, Canadá, con la asistencia de 4061 participantes de más de 140 países.

Entre los participantes, que representan la comunidad multi-sectorial relacionada con los bosques, se contaron miembros de comunidades rurales, propietarios de bosques privados, trabajadores, pueblos indígenas, juventud, industria, ONG relacionadas con el medio ambiente y otras, comunidad científica y académica, diferentes niveles de gobierno y organizaciones internacionales. Se consideró un amplio espectro de temas bajo el contexto del tema principal del Congreso: Los Bosques, Fuente de Vida. Tales temas cubrieron tres áreas programáticas: Bosques para la Gente, Bosques para el Planeta y Gente y Bosques en Armonía.

Este Pronunciamiento final representa las opiniones del Congreso, identifica áreas prioritarias y busca alentar decisiones y acciones de todos aquellos involucrados en los distintos aspectos de los bosques y la forestería y de otros sectores relacionados.

Los Bosques, Fuente de Vida

Todas las sociedades dependen de los bosques y tienen responsabilidades con la biodiversidad, la regulación del clima, el aire limpio, la conservación del suelo y el agua, la seguridad alimentaria, los productos madereros y no madereros, los servicios de energía, los medicamentos y los valores culturales.

El Congreso está persuadido de que las necesidades del planeta y de sus habitantes pueden armonizarse, y que los bosques tienen un potencial enorme para realizar un aporte vital a la seguridad del medio ambiente, el alivio de la pobreza, la justicia social, el mejoramiento del bienestar humano y la equidad para las generaciones presentes y futuras.

El Congreso está impresionado por el notable avance realizado en este sentido por medio del desarrollo de principios y prácticas, conceptos y herramientas dentro de los tratados mundiales y regionales y los programas nacionales, así como a través de diferentes asociaciones entre gobiernos, organizaciones internacionales, empresas y organizaciones no gubernamentales y en una variedad de actividades locales, especialmente aquellas que implican la participación de las comunidades en el campo, en la toma de decisiones y en el manejo, con lo que se aumentan sus posibilidades de mejorar sus medios de sustento.

Al mismo tiempo, el Congreso está profundamente preocupado por la pérdida permanente de los bosques y su degradación, en gran medida debido a actividades externas al sector forestal, que continúan produciéndose a un ritmo alarmante. Si permanecen las actuales amenazas al bosque, toda vida humana sufrirá las consecuencias. Son especialmente vulnerables las personas de países con escasa cubierta forestal, los pueblos indígenas y las comunidades locales. Existe la necesidad de enfrentar la brecha entre las tendencias presentes y la posible contribución de los bosques a la agenda social, dada la creciente demanda de productos y servicios forestales.

Si se armonizan las necesidades de la gente y del planeta en relación con los bosques, el mundo puede avanzar hacia el desarrollo sostenible. Pero la comunidad forestal no puede lograr esta armonización por sí sola. Deben construirse puentes con otros sectores de la sociedad y una variedad de actores.

El Congreso llama a todos a un compromiso urgente y profundo para sostener este proceso a largo plazo.

Imaginamos un futuro con:

JUSTICIA SOCIAL, donde se alivie la pobreza, se sostengan los medios de vida, se asegure el alimento y la leña, se reconozcan los derechos de tenencia y propiedad y se asegure el acceso a los recursos; donde los trabajadores forestales tengan mejores derechos y beneficios, haya igualdad entre géneros, se busque la equidad intergeneracional y se garantice el acceso a la educación, la capacitación y los servicios de salud; donde se respete el conocimiento tradicional y prevalezca la paz.

BENEFICIOS ECONÓMICOS, donde se reconozca todo el valor de los productos y servicios forestales renovables y no perjudiciales para el medio ambiente y ello conduzca a un flujo de beneficios; donde la ordenación forestal sostenible sea rentable, donde hay mecanismos de compensación y donde la industria de los productos madereros opere competitivamente.

BOSQUES SANOS, que proveen el espectro completo de productos y servicios y al mismo tiempo conservan el suelo, mantienen la biodiversidad, regulan el clima y captan carbono; donde la fragmentación de los bosques va en disminución, se reduce la deforestación, se ha detenido la degradación y la cobertura forestal está en crecimiento.

USO RESPONSABLE, donde los recursos forestales se utilizan y se procesan con eficiencia y donde el consumo es sostenible.

Y donde:

EL PODER SE EJERCE de manera participativa, transparente y responsable; la ordenación y la toma de decisiones son descentralizadas; donde la gente detenta el poder y florecen las asociaciones.

LAS DELIBERACIONES

INTERGUBERNAMENTALES sobre los bosques han avanzado hacia la acción.

La INVESTIGACIÓN, la EDUCACIÓN y la CREACIÓN DE CAPACIDADES promuevan una mejor comprensión de los beneficios y la dinámica de los bosques, de la compleja relación entre ecosistemas y bienestar humano, y de los efectos de la actividad humana y de la ordenación forestal.

Los participantes del Congreso están decididos a acelerar el proceso para cerrar la brecha entre la situación actual y la visión a largo plazo descrita anteriormente. Esto es de interés colectivo. Reconocemos que los bosques existen dentro de paisajes más extensos, están conectados vitalmente con otros sectores y no pueden ser tratados como enclaves en una biosfera interdependiente.

Para hacer realidad esta visión, los participantes del Congreso destacan los siguientes requisitos previos:

- un compromiso político sostenido y financiamiento adecuado
- un sector forestal fuerte y responsable
- puentes con otros actores y sectores
- una cooperación internacional sostenida y más efectiva
- políticas basadas en la mejor ciencia e información disponibles
- competencias para abordar problemáticas de complejidad y objetivos múltiples
- el reconocimiento del importante capital de la cultura, los conocimientos y las buenas prácticas de los pueblos indígenas y las comunidades locales
- la ordenación de bosques y árboles a escala local y regional, en intercomunicación con asentamientos humanos, sistemas agroforestales, recursos forestales no madereros y otros sistemas de recursos naturales.

Los participantes del Congreso se comprometen -e instan a la comunidad mundial a hacer lo propio- a llevar activamente a cabo los requisitos anteriores y acelerar el progreso, a través de las siguientes estrategias y acciones:

MARCOS POLÍTICOS, INSTITUCIONES Y GOBERNABILIDAD

- Formular y aplicar la legislación que se refiere a la ordenación forestal sostenible.
- Reconocer y respetar los derechos de los propietarios, los pueblos indígenas, los usuarios y los trabajadores; proteger valores culturales.
- Establecer arreglos de gobernabilidad efectiva para asegurar una participación que tiene sentido y la distribución equitativa de los beneficios; facilitar diferentes modelos para garantizar la tenencia y el acceso a los recursos que reflejan el contexto local.
- Desarrollar políticas forestales e implementar programas para reducir la deforestación y la degradación en forma coherente y sinérgica con otras políticas de sectores relacionados.
- Alentar incentivos positivos y desalentar incentivos que son impedimentos.

ASOCIACIONES

- Aprovechar los talentos y la energía de la juventud en diferentes actividades de ordenación forestal.
- Alentar asociaciones colaborativas en las que participen mujeres, propietarios de bosques, pueblos indígenas, organizaciones no gubernamentales, comunidades locales, industria y organismos públicos.
- Favorecer asociaciones internacionales y regionales entre instituciones públicas y privadas.

INVESTIGACIÓN, EDUCACIÓN y CREACIÓN DE CAPACIDADES

- Implementar una educación integral y programas de extensión diseñados para promover la innovación en todos los niveles y reforzar comportamientos y actitudes positivos hacia los bosques.



- Reformar los programas de educación para abordar las dimensiones interdisciplinarias, así como consideraciones globales y regionales.
- Alcanzar la sinergia potencial entre el conocimiento tradicional y científico.
- Incrementar inversiones en investigación, disseminación de información y aprendizaje que sustenten todas estas estrategias.

GESTIÓN

- Desarrollar y difundir metodologías para evaluar, informar y gestionar el conjunto completo de los productos forestales.
- Promover la armonización de los usos y actividades para agregar valor a los productos y servicios forestales.
- Mejorar el manejo de cuencas, intensificar las actividades de restauración y rehabilitación del paisaje para sostener los medios de vida y aumentar la cobertura forestal, mejorar la diversidad y funcionalidad biológica y minimizar el impacto de especies exóticas invasoras.
- Promover los bosques plantados y la plantación de árboles fuera de los bosques, aun en áreas urbanas, que hagan un aporte al desarrollo sostenible.
- Prevenir, manejar y combatir incendios forestales y restaurar según corresponda al contexto.

SEGUIMIENTO

- Promover el reconocimiento mutuo de criterios e indicadores, así como de los procesos de certificación que incluyan las dimensiones social, cultural, ambiental y económica del manejo forestal sostenible.
- Desarrollar herramientas para mejorar el seguimiento, la evaluación y los informes sobre el estado de los bosques y para lograr el equilibrio entre las necesidades de la gente y del planeta.

Los participantes en este Congreso resuelven promover las estrategias y actividades anteriores con renovado vigor y compromiso, para asegurar que los bosques ofrezcan una fuerte contribución al logro de los Objetivos de Desarrollo del Milenio y otros objetivos acordados en el ámbito internacional.

El Congreso invita a todos los gobiernos, organismos relacionados, organizaciones profesionales, cooperativas y empresas privadas, comunidades e individuos, para que con urgencia y total compromiso procuren el logro de la visión y de las estrategias de este Pronunciamento. El Congreso también les solicita promover las estrategias de este Pronunciamento dentro de otras comunidades profesionales relacionadas y organizaciones de otros sectores, a fin de consolidar los recursos y los esfuerzos para lograr estas metas.

El Congreso solicita a la FAO presentar una evaluación del avance de las estrategias delineadas en este Pronunciamento ante el XIII Congreso Forestal Mundial y promoverlas a través de otros foros pertinentes.

El Congreso expresa su sincero reconocimiento y gratitud a Natural Resources Canada/Ressources Naturelles Canada y el Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, quienes en conjunto han actuado como Institución Anfitriona. Asimismo, se agradece a la FAO y a todas las personas y organismos que han hecho posible este Congreso.

El Congreso invita a Canadá a promover este Pronunciamento ante los organismos pertinentes a fin de lograr el compromiso necesario en todos los niveles para perseguir esta visión.

28 de setiembre del 2003



SILVICULTURA, DINÁMICA, MANEJO Y CRECIMIENTO DE LOS BOSQUES HÚMEDOS TROPICALES

Primer Congreso celebrado los días 30 y 31 de julio y 1 de agosto del 2003, en la Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, con participación de investigadores, académicos, profesionales forestales y de otras ramas afines.

Los participantes en este Primer Congreso manifiestan a las autoridades del Ministerio de Ambiente y Energía y la opinión pública en general, lo siguiente:

CONSIDERANDO:

- 1.** Que el Plan Nacional de Desarrollo Forestal de Costa Rica establece como meta que el 70% del territorio nacional debe mantener la cobertura forestal con diversos fines -desde la protección absoluta hasta la producción de bienes y servicios diversos, incluida la producción de madera. Se entiende que en esta porción del territorio debe haber espacio para bosques de protección y áreas protegidas, y también para las funciones de producción.
- 2.** Que la Convención de Diversidad Biológica (CDB) recomienda la aplicación del manejo del bosque con enfoque ecosistémico, ya que los bosques deben ser considerados de manera holística dada la multifuncionalidad de los bienes y servicios que prestan a la sociedad.
- 3.** Que si bien aún persisten algunas dificultades en la implementación del manejo de los bosques tropicales, hay experiencias abundantes en varios países de América Latina, y especialmente en Costa Rica, que demuestran que la aplicación de un manejo adaptativo y de bajo impacto no genera cambios significativos en la biodiversidad.
- 4.** Que la extracción en forma sostenible y la venta de madera siguen siendo las opciones más viables para los propietarios, a pesar de que se reconocen los múltiples bienes y servicios prestados por los bosques y los esfuerzos desplegados para valorar estos servicios.
- 5.** Que el pago por servicios ambientales a los bosques manejados apoya de manera significativa al productor y ha demostrado ser un instrumento eficaz para promover el manejo y reducir la deforestación, a la vez que asegura un mayor control de las operaciones de cosecha y manejo posterior por parte del propietario, del regente, de la Administración Forestal del Estado y de los evaluadores y auditores del PSA.
- 6.** Que por presión de algunos grupos ecologistas, el pago por servicios ambientales al manejo de los bosques fue suspendido por el Ministerio de Ambiente y Energía a mediados del 2002, lo que atenta contra la posibilidad real de continuar haciendo manejo forestal, pone en serio peligro la permanencia de los bosques y fomenta la tala ilegal.
- 7.** Que el país ha estado en la mira de muchos países e instituciones por los pasos novedosos y visionarios que resultaron de la política de pago por servicios ambientales, lo cual consolidó un enfoque multifuncional de los recursos forestales. Al eliminar el apoyo al manejo de los bosques hemos dado un paso atrás.
- 8.** Que el gobierno debe ser consistente en la implementación de políticas que otorguen la más alta seguridad a la inversión, no solo en la tenencia de la tierra, sino también en el acceso a los bienes y servicios provenientes del recurso forestal. El Ministerio de Ambiente y Energía reconoció públicamente que el aumento de la tala ilegal en nuestro país se asocia con políticas forestales que restringen el acceso legal al bosque y la imposición de requisitos excesivos para su cosecha, lo cual encarece las operaciones y reduce la competitividad del sector forestal.

9. Que en el país hay entre 400 000 y 600 000 ha de bosques secundarios sin consolidar, los cuales necesitan de algún tratamiento silvicultural para mejorar su composición y capacidad productiva. En ausencia de apoyo financiero, la mayoría de estos bosques secundarios no podrán ser manejados ni se consolidarán como fuente de materia prima para abastecer la industria forestal. Más aún, se corre el peligro de que, nuevamente, se cambie el uso de los terrenos.
10. Que ni el sector forestal, en general, ni el manejo de los bosques, en particular, han logrado posicionarse en la sociedad, hasta el punto que el manejo de los bosques es una actividad socialmente inaceptable. No obstante, estudios realizados directamente con los propietarios del bosque muestran que el manejo forestal no solo es ampliamente aceptado por estos, sino que lo consideran una actividad productiva que genera empleo y beneficios económicos, ecológicos y sociales importantes.
11. Que no se ha logrado la convergencia entre los manejadores de bosques y los sectores conservacionistas, de manera que se difundan y se entiendan las ventajas de manejar los bosques.
12. Que la actividad forestal constituye un “motor de la economía” en países desarrollados como Finlandia, Suecia y Canadá, lo que podría lograrse en Costa Rica si se aumentara la contribución económica total de los bosques y de otros recursos forestales. Para esto, deben valorarse los servicios ambientales, los productos maderables y no maderables para satisfacer la demanda interna y, de ser posible, contribuir mediante la exportación. No es razonable que el país se prive de todos estos beneficios económicos ni que se debilite al sector forestal.

POR TANTO:

El Congreso solicita, respetuosamente, al Señor Ministro de Ambiente y Energía

Aprovechar el proceso de revisión del Plan Nacional de Desarrollo Forestal para ajustar las políticas sobre los bosques y evitar que continúe el proceso de conversión de bosques a potreros, lo cual genera una fuerte deforestación y competencia desleal hacia los propietarios, empresas e industriales forestales que desean hacer manejo forestal sostenible. Entre las medidas que se recomienda impulsar están las siguientes:

1. Impulsar el plan de ordenamiento de las tierras forestales, de manera que, a largo plazo, se garantice seguridad a la inversión, acceso a la tierra y al recurso forestal. Se debe definir, para todo el territorio nacional, cuáles áreas se destinan a la preservación y la protección de la biodiversidad, cuáles a la recuperación de tierras y con qué fines y cuáles al manejo y con qué objetivos (solo producción de madera, productos no maderables, o una combinación entre madera y servicios ambientales, por ejemplo).
2. Revisar los requisitos, la tramitología y las restricciones para el manejo de los bosques, de manera que se asegure no solo el acceso al recurso forestal, sino también la reducción de trámites y una rentabilidad mínima al uso forestal de la tierra que garantice su sostenibilidad económica, social y ambiental.
3. Restablecer el pago por servicios ambientales a los bosques manejados, de manera que aumente el valor del bosque y se reduzca la conversión de bosques a potreros y la deforestación y degradación de los bosques.
4. Mantener y hacer públicos periódicamente los informes sobre el control forestal y las auditorías al manejo forestal sostenible, de forma que se incremente la confianza de la sociedad costarricense e internacional en el manejo forestal y en la producción permanente de bienes y servicios del bosque.
5. Impulsar, a través del Ministerio de Ambiente y Energía, junto con el sector forestal privado, diversas acciones de promoción del manejo de los bosques y de la actividad forestal en general, a fin de que el sector forestal sea reconocido como un contribuyente importante al desarrollo sostenible.
6. Impulsar la implementación de la Estrategia de Control de la Tala Ilegal (con especial énfasis en áreas sin permiso), de manera que se reduzca la competencia desleal y se evite la deforestación.

Recursos Naturales y Ambiente

La Revista Recursos Naturales y Ambiente brinda una perspectiva integral, biológica, social y económica del aprovechamiento y conservación de los ecosistemas naturales y forestales, y del desarrollo rural. Nuestra Revista, que tiene un ámbito geográfico latinoamericano, espera servir como un foro donde se propongan y analicen modelos y experiencias de trabajo relevantes para los técnicos, productores y empresarios, para los gobiernos locales y para las autoridades estatales.

Su objetivo es contribuir al desarrollo rural sostenible, en el ámbito local, nacional y regional, divulgando informes de comunicación técnica; experiencias técnico-prácticas; resultados de investigaciones; opiniones críticas acerca de los recursos naturales, ambiente y desarrollo rural; guías técnicas; adaptaciones de tesis; ponencias o informes técnicos presentados en reuniones o talleres de trabajo; y las principales noticias sobre actividades en la América Tropical.

Puede enviar su artículo por correo electrónico a: lorozco@catie.ac.cr o a la dirección postal CATIE 7170, Turrialba, Costa Rica. Si escoge este último medio, por favor adjunte su copia en disquete, guardado en el procesador de texto "Word".

Presentación de los escritos

- El texto debe ser en español, de párrafos cortos, concretos y acompañados de la literatura que apoye el fundamento de su ponencia.
- Los artículos deberán ser –de preferencia– inéditos y contener información suficiente para que el lector(a) pueda evaluar las observaciones, repetir los experimentos y evaluar si los datos justifican las conclusiones del autor.
- Título claro, breve y preciso; debe indicar el país o área de estudio donde se realizó.
- Cada artículo deberá ir acompañado por, al menos, dos fotografías que ilustren el escrito. Por una cuestión de calidad, toda fotografía debe ser enviada en papel fotográfico o diapositiva; también puede enviarse por vía electrónica, pero deberá tener una resolución mínima de 225 dpi y un ancho de 13 centímetros como mínimo; guardada en formato jpg o tif.
- Todos los gráficos deben venir con su tabla de datos.
- Cada material ilustrativo –gráficos, dibujos, mapas, cuadros, diagramas y fotografías– deberá traer su correspondiente pie de foto (imagen) e indicar los derechos de autor o fuente.
- El autor debe indicar su nombre y apellido, identificación plena de la institución donde trabaja, dirección permanente (apartado postal, teléfono, fax y correo electrónico).
- Debe incluirse –al final del artículo– sólo la literatura que se menciona en el escrito, por orden alfabético de autores. Los datos esenciales de una cita bibliográfica son: autor (personal o corporativo), año de publicación, título del trabajo, lugar de publicación, institución o casa editora, páginas que cubre el trabajo o número de páginas utilizadas.
- Las contribuciones pueden ser enviadas para su publicación en: Foro, Comunicación técnica, Experiencias y Actualidad

Revisión y edición

La revista cuenta con un Comité Editorial Operativo (CEO) que analiza los artículos en su formato y presentación. CEO asigna al menos dos revisores técnicos para la evaluación del escrito. Con base en los criterios de los revisores, el comité toma la decisión de aprobar o no el material. Asimismo, CEO puede sugerir al autor adiciones o modificaciones que ayuden a la claridad y comprensión del texto para posteriormente definir fecha de publicación.

Foro

- Artículos de crítica sobre temas de actualidad o innovadores.
- Extensión de 3 a 8 páginas a doble espacio (incluido el material ilustrativo).

Comunicación Técnica

- Extensión de 8 a 13 páginas, escritas a doble espacio (incluido el material ilustrativo).
- Se requiere un resumen en inglés y otro en español, con un máximo de 200 palabras sobre los aspectos más importantes de la metodología y los resultados.
- La introducción presentará los antecedentes, naturaleza y alcance del problema, importancia de lo que se estudia, objetivos y límites del trabajo, métodos empleados y las razones para elegir un método determinado.
- En materiales y métodos la finalidad es describir y detallar la metodología, técnicas y materiales empleados.
- En los resultados se espera que los autores den a conocer los resultados, positivos y desfavorables, de su investigación. Esta sección contiene dos componentes: descripción amplia de las observaciones o experimentos y la presentación de los datos.
- La discusión y conclusiones deben contener el análisis e interpretación de los resultados; además, exponer las consecuencias teóricas del trabajo y sus posibles aplicaciones o implicaciones prácticas. Deberá mostrar cómo los resultados concuerdan (o no) con publicaciones anteriores.

Experiencias

- Extensión de 3 a 10 páginas, escritas a doble espacio incluyendo el material ilustrativo.
- Los escritos deberán responder a ¿qué? ¿quién? ¿cómo? ¿dónde? por qué? y ¿para qué?
- Es vital destacar los logros de la experiencia y también los desaciertos, así como lecciones aprendidas.
- Debe describir las actividades y experiencias obtenidas en el campo y su aplicabilidad.

Actualidad

Puede enviar información de actualidad, noticias cortas, publicaciones recientes, actividades, premios recibidos, etc.

El objetivo de esta sección es dar a conocer el trabajo regional y las diferentes iniciativas que surgen en los países del istmo o fuera de sus fronteras.

*Encuentre en nuestro próximo número
un informe especial de IUFRO*

Recursos Naturales y Ambiente

Foro

¿En busca del actor perdido?

Comunicación Técnica

Los científicos y la certificación forestal

Criterios e indicadores para el manejo forestal sostenible

Necesidad de un enfoque integral y multidisciplinario C&I para el monitoreo de operaciones forestales. Un caso en Brasil

El monitoreo ecológico como herramienta de manejo forestal sostenible

Consideraciones básicas y propuesta metodológica con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación certificados bajo el marco del FSC

Monitoreo y evaluación del desempeño en unidades de manejo de bosque natural en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala

Tendencias y perspectivas para las iniciativas de criterios e indicadores para la ordenación forestal sostenible

Retos y oportunidades para una mejor aplicación de los estándares de certificación del manejo forestal en América Latina

La industria de artesanías de Masaya y Masatepe, Nicaragua

Demanda por materia prima de bosques tropicales

Diagnóstico y análisis de mercadeo de pequeñas y medianas empresas transformadoras de madera en Siguatepeque y San Pedro Sula, Honduras

Experiencias

Fortalezas y debilidades del manejo forestal tropical en Bolivia