ADVANCES IN APPLIED BIODIVERSITY SCIENCE

NÚMERO 3

MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE

Revisión del saber convencionál

POR: Richard E. Rice
Cheri A. Sugal
Shelley M. Ratay
Gustavo A. B. da Fonseca

CENTER FOR APPLIED BIODIVERSITY SCIENCE
AT CONSERVATION INTERNATIONAL

MANEJO FORESTAL SOSTENIBLE

Revisión del saber convencional

POR:

Richard E. Rice
Cheri A. Sugal
Shelley M. Ratay
Gustavo A. B. da Fonseca

ADVANCES IN APPLIED BIODIVERSITY SCIENCE | NUMBER 3

La serie *Advances in Applied Biodiversity Science* es publicada por:
Center for Applied Biodiversity Science
Conservation International
1919 M Street, NW, Suite 600
Washington, D.C. 20036 USA
Tel: 800-406-2306
Fax: 202-912-1030
www.cabs.conservation.org
www.conservation.org

Editora de la serie: Philippa Benson, Ph.D.
Diseño: Glenda P. Fábregas
Traducción al español: Martha Martínez
Fotografía de la Portada: Bruce Dale Photography para la Tropical Forest Foundation. Expertos en bosques identifican, miden y señalan en mapas los árboles encontrados durante un inventario forestal.
Fotografía Página 9: Minden Pictures/Frans Lanting
Página 13: Conservation International/Richard E. Rice
Página 17: WWF-Brazil/Juan Pratginestós
Página 19: Conservation International/James D. Nations
Página 25: Bermingham & Isenhart

Cita recomendada: Rice, R.E., Sugal, C.A., Ratay, S.M. y Fonseca G.A., 2001. Manejo forestal sostenible: Revisión del saber convencional. *Advances in Applied Biodiversity Science,* No. 3, p. 1-35. Washington, DC: CABS/Conservation International.

Conservation International es una institución privada, sin fines de lucro y exenta de impuestos por ingresos federales bajo la sección 501c (3) del Código Interno de Hacienda (*Internal Revenue Code*) de los Estados Unidos de Norteamérica.

©2001 Derechos de autor por Conservation International
Todos los derechos son reservados.

Impreso en papel reciclado.

RICHARD E. RICE, PH.D., es Economista en Jefe del Programa de Economía de la Conservación del Centro de Ciencias de la Biodiversidad Aplicadas (*Center for Applied Biodiversity Science*) de Conservación Internacional.

CHERI A. SUGAL es Directora del Fondo de Protección Silvestre Tropical (*Tropical Wilderness Protection Fund*) de Conservación Internacional.

SHELLEY M. RATAY es Coordinadora de Programas en el Programa de Economía de la Conservación del Centro de Ciencias de la Biodiversidad Aplicadas (*Center for Applied Biodiversity Science*) de Conservación Internacional.

GUSTAVO A. B. DA FONSECA, PH.D., es Vicepresidente Principal del área de Ciencias y Director Ejecutivo del Centro de Ciencias de la Biodiversidad Aplicadas (*Center for Applied Biodiversity Science*) de Conservación Internacional.

AGRADECIMIENTOS

Muchas personas contribuyeron con su tiempo y experiencia a la preparación de este documento. Los autores desean agradecer especialmente a Ted Gullison, asesor de investigación de CABS y socio de *Hardner and Gullison Associates, LLC,* por su valiosa orientación. Agradecemos también a Ian Bowles por su contribución al documento durante su periodo como Vicepresidente de Políticas de Conservación en Conservación Internacional (CI) y a John Reid del *Conservation Strategy Fund* por sus opiniones. Los autores agradecen a los siguientes miembros del personal de CI: Jim Cannon, Cyril Kormos y Justin Ward por revisar borradores y ofrecer sugerencias, y a Aaron Bruner, Kristen Paratore, Chris Mai-Dzuong y Christian Heltne por su asistencia en la edición y producción. Finalmente, los autores agradecen al Grupo de Investigación para el Desarrollo del Banco Mundial por proporcionar fondos para este trabajo y a Ken Chomitz y varios revisores anónimos del Banco Mundial por sus útiles comentarios.

NOTA

Las opiniones expresadas en este documento provienen estricta y exclusivamente de los autores.

AL LECTOR

Durante décadas recientes, los gobiernos, grupos ambientalistas y agencias de desarrollo han participado en una amplia variedad de actividades y han gastado cientos de millones de dólares para apoyar el manejo sostenible de los bosques tropicales. A pesar de estos esfuerzos, actualmente casi ningún tipo de extracción maderera de bosques naturales en zonas tropicales puede considerarse sostenible. La mayoría de los proyectos han fracasado o nunca se han adoptado, debido a que los rendimientos de inversiones en manejo forestal sostenible (MFS) por lo general son más bajos que aquellos obtenidos mediante la extracción convencional u otros usos de la tierra. Por lo tanto, no es probable que las compañías madereras inviertan en MFS a menos que el gobierno las obligue a hacerlo.

Los gobiernos han intentado convertir el MFS en una opción más viable para el uso de la tierra mediante una variedad de políticas cuyo fin es aumentar su rentabilidad. Sin embargo, estos esfuerzos han logrado cambiar muy poco el comportamiento de los inversionistas, ya que la mayoría de las políticas dirigidas al aumento de rentabilidad del MFS (tales como mayor seguridad en la tenencia de la tierra) también aumentan la rentabilidad de la extracción maderera convencional y, por lo tanto, no logran convertir al MFS en un uso de la tierra *relativamente* más atractivo. Aun si el MFS fuese económicamente atractivo, desde la perspectiva de la conservación, las circunstancias que garantizarían su implementación con motivos de conservación son limitadas; en algunos casos, de hecho, el MFS causaría más daño al bosque que si no se hubiese adoptado. Además, aún cuando el MFS tiene ventajas ambientales sobre otros sistemas forestales, generalmente no es la estrategia que equilibra mejor los costos y la efectividad en el logro de los objetivos de conservación. Por ejemplo, la protección absoluta de un bosque después de una ronda inicial de extracción de madera puede ser menos costosa para las compañías madereras y mejor para la conservación que el MFS.

Dado que el MFS todavía no ha demostrado ser efectivo para conservar los bosques tropicales, otros métodos para reconciliar la conservación y el desarrollo ameritan una cuidadosa consideración. Se requiere más investigación empírica para determinar la mejor combinación de métodos. Mientras tanto, las áreas protegidas, que tal vez sean la única herramienta que ha tenido éxito en prevenir la deforestación de áreas extensas (Bruner *et al.* 2001), deben continuar siendo la piedra angular de las estrategias de conservación.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN 6

LA HISTORIA DEL MFS 9

LA ECONOMÍA DEL MFS 13

POLÍTICAS DIRIGIDAS A PROMOVER INVERSIONES EN MFS 19

LA EFECTIVIDAD DEL MFS EN LA CONSERVACIÓN 25

CONCLUSIÓN 31

INTRODUCCIÓN

Los patrones actuales de producción de madera tropical presentan una amenaza significativa a la conservación de la diversidad biológica. Johns (1997) estima que casi una tercera parte de los bosques tropicales que quedan está oficialmente designada para la producción maderera. Con el aumento de la inversión extranjera en manejo forestal (Bowles *et al.* 1998b, Sugal y Mittermeier 1999) y la expansión de la demanda de madera (FAO 1993, Uhl *et al.* 1997), el área de bosque primario sujeta a la extracción está creciendo, particularmente en los trópicos de América.

Dentro de este contexto, los recientes esfuerzos para promover la conservación en los bosques tropicales se han enfocado en uno de los dos métodos siguientes: la protección absoluta de áreas de alta prioridad y el manejo forestal sostenible. Aunque es ampliamente reconocido que la protección es la estrategia de conservación más deseable, las áreas protegidas actualmente comprenden sólo un ocho por ciento de los bosques tropicales (WWF/WCMC 1996). La expansión de áreas protegidas con frecuencia se considera demasiado costosa y políticamente impracticable, particularmente si el bosque tiene concentraciones de madera comercial económicamente atractivas o tierras valiosas para la agricultura. En estas situaciones, el costo de oportunidad de la conservación – las ganancias a las que un propietario necesitaría renunciar en favor de la protección del bosque – se considera muy alto para los países en desarrollo, donde se encuentran la mayoría de estos bosques.

Fuera de las áreas protegidas, el método estándar para lograr la conservación de la biodiversidad en bosques tropicales es el manejo forestal sostenible (al que nos referiremos como MFS). El MFS típicamente combina lineamientos de extracción diseñados para aumentar el crecimiento de madera comercial reduciendo el daño a los árboles comerciales. Quienes apoyan el MFS argumentan que a menos que se encuentren usos económicamente viables para los bosques tropicales, la mayor parte de éstos están condenados a la conversión agrícola (Hartshorn 1998). Los gobiernos y las agencias de desarrollo, por consiguiente, han dedicado años de esfuerzo y cientos de millones de dólares a la promoción del MFS.

No obstante, en la actualidad casi ningún método de extracción maderera en los trópicos (fuera de plantaciones) puede considerarse sostenible. Este artículo considera las razones por las cuales el MFS ha tenido un éxito tan limitado, a pesar de grandes esfuerzos realizados durante las dos décadas anteriores. Iniciamos con una breve visión general del alcance y la diversidad de esfuerzos para apoyar el MFS. Luego consideramos uno de los obstáculos más importantes para la más amplia adopción del MFS – su carencia de atractivo financiero – y examinamos cómo varias políticas dirigidas a promover el MFS han intentado abordar esta insuficiencia fundamental. Finalmente, consideramos las condiciones bajo las cuales el MFS representa una herramienta de conservación apropiada con base en sus impactos ambientales, incluyendo una breve revisión de su costo y efectividad en comparación con otras opciones viables. Concluimos que el MFS tiene una utilidad limitada como estrategia de conservación y que antes de promoverla en un área determinada, debe evaluarse cuidadosamente en comparación con otras opciones de conservación y desarrollo.

LA HISTORIA DE MFS

Bosque lluvioso amazónico intacto. A pesar de años de esfuerzo e inversión pública, muy pocos bosques tropicales son manejados de manera sostenible.

Durante las dos décadas pasadas, se lanzaron cientos de iniciativas para definir y promover el manejo forestal sostenible. Estos esfuerzos han incluido conferencias y talleres, acuerdos internacionales de comercio y proyectos de campo en docenas de países alrededor del mundo.

Uno de los primeros esfuerzos de gran alcance fue el Plan de Acción Forestal Tropical (PAFT), iniciado en 1985 por el Banco Mundial, la FAO y otros. La meta del PAFT era combatir la deforestación mediante la implementación de planes de acción detallados en países tropicales individuales. Winterbottom (1990) estima que se gastaron aproximadamente US $28 millones en cada uno de los 11 países del PAFT que fueron analizados y que el gasto total en el sector forestal por países financiadores e instituciones de desarrollo se duplicó a más de US $1,000 millones durante el periodo de cinco años en el cual se implementó el PAFT. A pesar de este gasto, el PAFT llegó a considerarse un fracaso porque no estaba reprimiendo la deforestación; de manera creciente, el plan fue visto en varios países como una manera de promover más desarrollo forestal (Winterbottom 1990).

Poco después, en 1990, se creó la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) para administrar un acuerdo de comercio entre los principales productores y consumidores de madera tropical. En sus principios, OIMT adoptó el objetivo de estabilizar la producción de madera tropical de los países miembros a niveles sostenibles para el año 2000. Aun ahora, al cierre de la década, esta meta está lejos de ser alcanzada.

Desde 1992, docenas de países han participado en esfuerzos por desarrollar los mencionados "criterios e indicadores" o lineamientos para evaluar el avance en la implementación de programas para el manejo sostenible de los bosques. En los pasados cinco años, más de 100 países se han comprometido a cumplir uno de los siete "procesos" que han sido desarrollados con este propósito en distintas regiones alrededor del mundo (Wijewardana 1998). Otras iniciativas han apuntado a promover MFS a través de mecanismos de mercado tales como los "grupos de compradores" de productos maderables obtenidos de forma sostenible, mediante acciones legislativas que imponen tales compras y mediante varios métodos para certificar la producción maderera como sostenible. Por ejemplo, el Consejo de Manejo Forestal (Forest Stewardship Council - FSC), una organización fundada por una coalición de forestales, compañías madereras y grupos ambientalistas, ha desarrollado estándares que se han empleado ampliamente en operaciones de certificación de madera desde 1993. Aunque la certificación ha aumentado dramáticamente en años recientes, con 1.1 millones de hectáreas de bosques tropicales naturales certificadas hasta la fecha (FSC 2000),[1] estos esfuerzos apenas tocan la superficie de las 1,700 millones de hectáreas de bosques tropicales que existen en el mundo (FAO 1997).

Países individuales también han proporcionado una enorme cantidad de ayuda para el MFS. Los países europeos tienen tal vez la más fuerte tradición de ayuda al manejo de bosques tropicales, la cual se remonta al inicio del periodo colonial. En la actualidad se gastan aproximadamente 75 mil millones de dólares anuales en asistencia internacional para el manejo forestal en los trópicos, de los cuales alrededor de dos terceras partes provienen de la comunidad europea y sus países miembros (Shepherd *et al.* 1998). Alemania, la Comisión Europea, Holanda, el Reino Unido, Francia y Suecia proporcionan la mayor parte de la inversión europea (ver Tabla 1). Gran parte de la asistencia forestal de la Comunidad Europea se utiliza explícitamente para el apoyo al MFS, incluyendo 15 y 34 por ciento de todos los fondos provenientes de Alemania y el Reino Unido, respectivamente (Shepherd *et al.* 1998). Otras categorías de financiamiento, tales como el desarrollo institucional, el desarrollo rural y la investigación, apoyan indirectamente los esfuerzos del MFS.

TABLA 1: Asistencia exterior al desarrollo forestal, 1995.

	Presupuesto Forestal (Millones de US$)
Alemania	166.3
Comisión Europea	86.0
Holanda	79.7
Reino Unido	49.0
Francia	37.7
Suecia	35.8
Total (todos los países europeos)	**500.0**

Fuente: Shepherd et al. 1998.

Los Estados Unidos y Japón también han hecho fuertes inversiones en MFS. Por ejemplo, USAID ha comprometido más de US $250 millones a esfuerzos relacionados con MFS desde 1994 (Hester, pers. Com. 1998).

Dado el nivel de apoyo y financiamiento para el MFS, es sorprendente la diversidad de opiniones sobre cómo definirlo. La mayoría de las definiciones incluyen, como objetivo primario de manejo, asegurar un flujo constante o creciente de madera de un bosque. No obstante, muchas definiciones incluyen una variedad de factores distintos, tales como la protección de los derechos de poblaciones indígenas y comunidades locales y el mantenimiento de la diversidad biológica.

Un estudio reciente por el *International Institute for Environment and Development* (IIED) (Instituto Internacional para el Medio Ambiente y Desarrollo) (IIED 1996) examinó el grado de consenso en la definición de MFS entre 12 iniciativas forestales internacionales importantes.[2] Los autores encontraron discrepancias considerables incluso en términos de las categorías generales empleadas para evaluar la sostenibilidad, particularmente en lo que respecta a temas relacionados con la diversidad biológica. La concordancia de normas de silvicultura fue más común (ver Tabla 2).

Por lo menos en términos generales, existe también mucho mayor acuerdo acerca del papel central de la silvicultura a nivel de proyecto. De hecho, los esfuerzos dirigidos a asegurar un

suministro futuro de madera son una de las principales características que distinguen el MFS de la tradicional "minería de madera." Un suministro continuo de madera también es esencial para proporcionar a los productores madereros un incentivo económico para proteger el bosque contra la conversión agrícola.

Aunque, en teoría, la mayoría de los sistemas silvículas pueden asegurar cosechas sostenibles (ver el cuadro con información sobre sistemas silvícolas usados en el MFS, página 12), por variadas razones, raramente se han puesto en práctica. Por ejemplo, el *Malaysian Uniform System* se abandonó porque no podía competir económicamente con los usos agrícolas de la tierra, mientras que el *Topical Shelterwood System*, el cual requería intervenciones costosas para remover malezas y plantas trepadoras, no podía competir ni con la agricultura ni con la tala convencional. El sistema C*elos* y el *Strip-Clearcut System* básicamente eran esfuerzos experimentales que no se han demostrado en un ámbito comercial.

La falta de éxito financiero de estos sistemas silvícolas se ha divulgado una y otra vez durante el avance de esfuerzos para promover MFS y ha dado lugar a más intentos recientes de extracción maderera de bajo impacto o impacto reducido. Tales esfuerzos se enfocan más en la reducción del impacto físico de la tala que en proporcionar un flujo constante de madera. La tala de impacto reducido puede comprender: a) la planificación cuidadosa de pistas de arrastre para reducir la distancia recorrida y para minimizar la pérdida de cubierta forestal y la erosión del suelo y b) la caída direccional de árboles talados para minimizar el daño al bosque adyacente (Johns 1997). Existe evidencia de que tales sistemas pueden aumentar la rentabilidad de la extracción maderera (Holmes *et al.* 2000). Sin embargo, ya que la tala de impacto reducido por lo general no envuelve las inversiones silvícolas necesarias para asegurar un abastecimiento continuo de madera, es probable que no sea sostenible a largo plazo y, por lo tanto, es improbable que difiera de la extracción convencional en

TABLA 2: Alcance y concordancia de 12 iniciativas recientes para evaluar la sostenibilidad del manejo forestal.

Tema de la iniciativa	Concordancia entre las iniciativas
Producción sostenible de bienes y servicios forestales	
Funciones productivas de los bosques (p.ej., producción sostenible de madera)	70 %
Funciones protectoras de los bosques (p.ej., suelos, manejo de cuencas)	90 %
Salud y vitalidad de los bosques (p.ej., control de insectos e incendios)	60 %
Manejo para producciones sostenibles (p.ej., planes de manejo por escrito)	60 %
Promedio	**70 %**
Impactos socioeconómicos	
Impacto en poblaciones indígenas (p.ej., protección de derechos tradicionales)	50 %
Impacto en comunidades locales (p.ej., consulta y participación)	60 %
Impacto en empleados (p.ej., salarios adecuados, condiciones de trabajo seguras)	48 %
Económico y financiero (p.ej., reinversión en el sector forestal)	71 %
Promedio	**57 %**
Mantenimiento de la diversidad biológica	
Evaluación de impacto ambiental	42 %
Mantenimiento de la diversidad del ecosistema (p.ej., sistema de reservas)	88 %
Mantenimiento de la diversidad de especies (p.ej., progs. de monitoreo establecidos)	33 %
Mantenimiento de la diversidad genética (p.ej., bancos de semillas de spp. comerciales)	33 %
Promedio	**49 %**

Fuente: IIED 1996.

cuanto a la falla de que no ofrece incentivos económicos para mantener el bosque libre de conversión a otros usos.

En contraste con el MFS y la tala de impacto reducido, la extracción maderera tal y como se practica actualmente en los trópicos con frecuencia implica la tala rápida de un número limitado de especies de alto valor, prestando poca atención a las condiciones del rodal residual y sin inversión para la regeneración. Este tipo de extracción es comúnmente llamado insostenible, debido a que puede ser imposible realizar otra cosecha de la especie en cuestión durante mucho tiempo o tal vez nunca más (Gullison 1995).

Sistemas silvícolas utilizados en el MFS

La mayoría de los proyectos de MFS emplean sistemas de tala policíclica, tales como el sistema *Celos* desarrollado en Surinam (Boxman *et al.* 1985). El término policíclico se refiere al hecho de que sólo los árboles más grandes se cortan durante la cosecha inicial, para que los árboles más pequeños puedan proporcionar otra cosecha en 25 a 40 años. Se motiva la regeneración mediante una combinación de tala y transporte cuidadosos, cortando lianas que conectan las partes altas de los árboles antes de la cosecha, dejando los árboles semilleros, plantando líneas de enriquecimiento y removiendo o envenenando a los árboles no comerciales.

Otros sistemas de manejo forestal sostenible incluyen el *Malaysian Uniform System* (MUS), un sistema monocíclico en el cual se talan todos los árboles de talla comercial en un solo corte. Los tallos grandes no comerciales se remueven inmediatamente después de la cosecha y se aplican tratamientos silvícolas repetidos a intervalos regulares durante el curso del ciclo de corte de 60 años o más.

El *Tropical Shelterwood System* (TSS), que se practicaba en África Occidental durante la Segunda Guerra Mundial, requería que se abriera el dosel del bosque varios años antes de la cosecha para permitir la producción de semillas y avanzar la regeneración de los árboles que serían talados. Este tratamiento se inventó para responder al hecho de que las especies valiosas estaban ampliamente esparcidas en el bosque y dispersaban sus semillas en intervalos irregulares.

El *Strip-Clearcut System* (sistema de franjas protectoras) desarrollado para un proyecto piloto reciente en el Valle Palcazú de Perú, implicó el corte de una serie de franjas angostas de las cuales se comercializaría el mayor número posible de especies. Las franjas tenían el propósito de imitar disturbios naturales en el área y se cortaron de una anchura suficiente para permitir una cantidad adecuada de luz para las plántulas, pero lo suficientemente angostas como para que pudieran recibir completamente las semillas de los árboles dejados a los lados (Hartshorn 1990).

Buschbacher (1990) ofrece una visión general de los sistemas silvícolas predominantemente usados en bosques tropicales.

LA ECONOMÍA DEL MFS

La cosecha inicial de madera produce el mayor rendimiento financiero.

Esta sección considera el aspecto económico que explica por qué los extractores madereros típicamente prefieren la extracción convencional y no el MFS. Iniciamos con una visión general sobre la falta de estímulos financieros para el manejo sostenible y luego revisamos más detalladamente los factores que hacen que el MFS sea menos rentable que la extracción convencional.

La falta de atractivo financiero se ha reconocido desde hace mucho tiempo como un obstáculo importante para la adopción más amplia del MFS. Un estudio nacional realizado por el Banco Mundial en 1998 en las Filipinas declara que:

> ...los concesionarios no tienen interés en una segunda tala y extraen lo más que pueden durante la primera.

Esto se debe principalmente al auto-interés financiero: el valor neto de la segunda tala, descontado a la actualidad con tasas de interés que reflejan el costo de oportunidad del capital en las Filipinas, es trivial comparado con el valor de la cosecha inicial (World Bank 1989).

En otras palabras, el MFS no tiene atractivo financiero porque los rendimientos de las inversiones en la producción futura de madera, por lo común, son más bajos que aquellos obtenidos al cosechar rápidamente los árboles comerciables e invertir las ganancias en otra parte (Kishor y Constantino 1993, Vincent 1995, Rice *et al.* 1997, Reid y Rice 1997, Pearce *et al.* 1999). Los tres factores principales de los cuales depende este resultado son el índice de cambio de precios de la madera, el índice de crecimiento de las especies de árboles comerciales y la tasa de descuento. Para ilustrar por qué las inversiones en MFS por lo general se juzgan inferiores, cada uno de estos factores se discute a continuación.

Precios de la madera

Los precios de la madera tropical han aumentado sólo modestamente en las cuatro décadas pasadas. Varangis (1992) encontró que la valorización anual promedio de los precios ha sido de 1.2% en términos reales durante el periodo de 1950 a 1992. Datos más recientes, presentados en la Tabla 3, ilustran un escenario parecido. De 1995 a 2000, el crecimiento anual real de precios fue de entre 0.17% y 2.69% (ver también Figura 1).

Kishor y Constantino (1993) señalan que aun si el suministro futuro de madera de bosques naturales decrece, la sustitución por otras fuentes muy probablemente reprimirá cualquier tendencia duradera de aumento de precios. Los autores indican que "antes de que los precios reales puedan aumentar [sustancialmente] a lo largo de un periodo prolongado, la demanda virará hacia los sustitutos, es decir, la madera de zonas templadas y de plantaciones, desacelerando la valorización de precios" (Kishor y Constantino 1993).

Índice de crecimiento de los árboles

El índice de crecimiento de las especies de árboles de bosques tropicales es también relativamente lento. En un bosque maduro el crecimiento neto es, por definición, cero. Con el paso del tiempo el estado de los bosques sin manejo alcanza estabilidad y el volumen de crecimiento nuevo es igual al volumen perdido a través de la mortalidad.

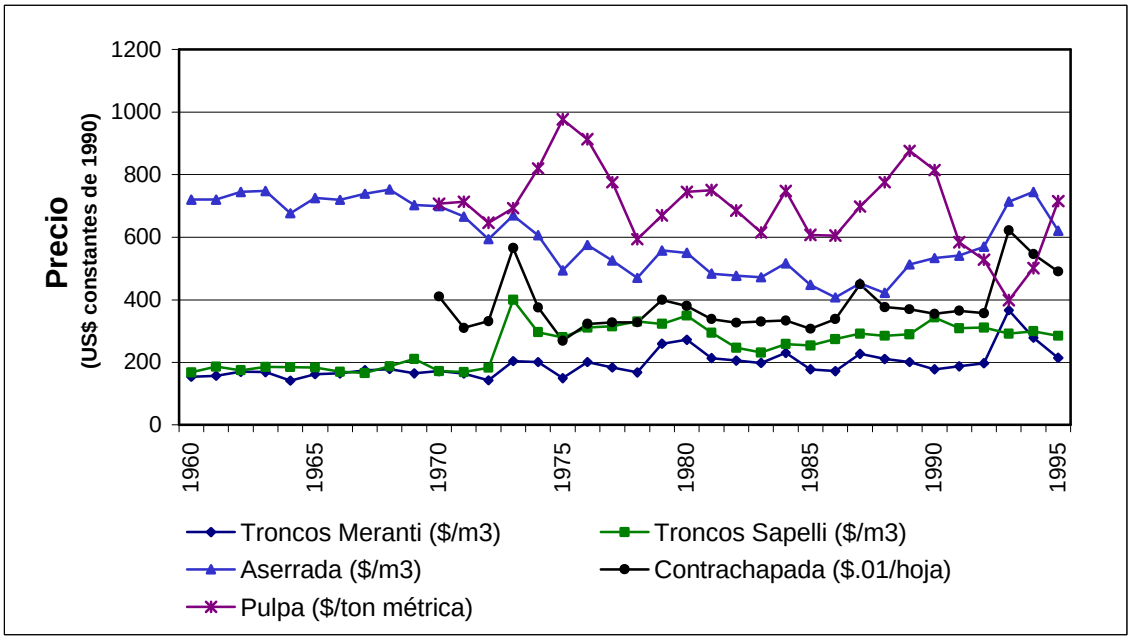
En bosques talados, por el contrario, el crecimiento neto de los árboles debe ser positivo. Jonkers (1987), por ejemplo, descubrió tasas de crecimiento en un rango de 0.27 a 0.54 metros cúbicos por hectárea al año en bosques talados de Surinam. En otro estudio en Surinam, De Graaf y Poels (1990) encontraron que ciertos tratamientos silvícolas aumentaban el crecimiento de árboles comerciales a los pocos años después de una cosecha, de 0.5 a 2 metros cúbicos por hectárea al año. Reid y Rice (1997) reportaron cifras basadas en una revisión de literatura que variaban de 0 a 4 metros cúbicos anuales por hectárea. El crecimiento anual en la mayoría de los bosques se agrupa en el rango de los 0.5 a 2 metros cúbicos anuales por hectárea. Las existencias de crecimiento comercial en estos bosques varían aproximadamente de 50 a 100 metros cúbicos por hectárea (Howard, pres. com. 1995), por lo que el porcentaje de volumen de crecimiento es potencialmente de 0.5% anual en un bosque de crecimiento lento bien abastecido, a 4% anual en un bosque de crecimiento rápido poco abastecido. Pero los índices de crecimiento anual en un ciclo completo de corte probablemente serían considerablemente más bajos, ya que el impulso inicial al crecimiento derivado de los tratamientos silvículas decae con el paso del tiempo (Whitmore 1984, Silva *et al.* 1995).

TABLA 3: Porcentaje de crecimiento anual de precios reales de madera tropical por producto

Periodo	Aserrada	Contra-chapada	Pulpa	Troncos Meranti*	Troncos Sapelli *
1961-1970	-0.20	-	-	1.41	0.65
1971-1980	-1.62	2.97	1.52	7.45	11.78
1981-1990	0.23	0.06	1.66	-3.00	0.41
1991-2000	2.27	4.77	0.83	4.49	-2.06
1961-2000	**0.17**	**2.60**	**1.34**	**2.59**	**2.69**

Fuente: World Bank 1998.
* Meranti y Sapelli son maderas duras comúnmente comerciadas en Asia y África, respectivamente.

FIGURA 1: Tendencias de los precios de madera tropical de 1960 hasta el presente



Fuente: World Bank 2001

Tasas de interés real

El factor final que afecta el rendimiento de las inversiones en MFS lo constituyen las tasas de interés real o ajustado a la inflación. Las tasas de interés comúnmente se usan para calibrar el costo de oportunidad del capital. Una medida más directa del costo de oportunidad en este contexto sería dada por las ganancias esperadas en el sector forestal. En lugar de éstas, se utilizan las tasas de interés (o más precisamente las tasas de préstamo a largo plazo), ya que la información sobre tasas de interés está ampliamente disponible. Las tasas de interés pueden ser un sustituto conservador del costo de oportunidad, ya que cualquier compañía que emplea fondos prestados necesitaría realizar una tasa de rendimiento por lo menos igual a la tasa de préstamo con el fin de pagar dicho préstamo. El crecimiento del valor del bosque debe superar el valor de las inversiones alternativas o de lo contrario los extractores tendrán un incentivo para cosechar los árboles inmediatamente e invertir las ganancias en otra parte.

Las altas tasas de interés que son comunes en países en desarrollo presentan un obstáculo particularmente difícil (ver el cuadro de información sobre Paragominas, Brasil, página 17). Mientras que las tasas de interés real raramente alcanzan el 10% anual en países industrializados, con frecuencia son mucho más altas en países en desarrollo debido a la escasez de capital y mayor riesgo. Las tasas de interés real en América del Sur, por ejemplo, han sido en promedio del 10% al 20% o más en años recientes, comparadas con un 4% en los Estados Unidos (Banco Central de Bolivia 1994, 1995; Banco Central de Ecuador 1995; IMF 1995; Muller, pers. com. 1995; Banco Central de Reserva del Perú 1996; CEA 1996; Editora BBT 1996; Rice *et al.* 1997).

Estos tres factores en conjunto significan que diferir la cosecha de árboles comerciables mediante el MFS no es atractivo porque el crecimiento lento de los árboles y la modesta valoración de precios no pueden ir a la par de las altas tasas de interés en los países en desarrollo:

Si V = volumen y P = precio:

$$([(1+\Delta V)*(1+\Delta P)]-1)*100 = \%\Delta Valor$$

$$([(1+.02)*(1+.02)]-1)*100 = 4.03\%$$

En otras palabras, cuando el crecimiento de los árboles y los precios aumentan un 2% anual (un promedio del rango de las cifras antes mencionadas), el cambio anual de valor es aproximadamente del 4%. Este rendimiento es comparable a los rendimientos de inversiones de bajo riesgo tales como las cuentas en el mercado de dinero o los títulos de tesorería de largo plazo en los Estados Unidos. No es sorprendente que los productores se

resistan a aceptar tales rendimientos bajos por una inversión riesgosa como la producción de madera a largo plazo. De hecho, los factores de riesgo tales como la inestabilidad política, la tenencia insegura y el mal clima pueden eliminar la voluntad de los productores de invertir en el MFS aun si los rendimientos esperados fueran mucho más competitivos.

Los estudios llevados a cabo en las regiones tropicales confirman estos hallazgos. Kishor y Constantino (1993), por ejemplo, compararon la rentabilidad relativa de cuatro opciones de usos de la tierra en Costa Rica: cría de ganado, manejo forestal de plantaciones, manejo de bosques naturales y extracción maderera convencional maximizando ganancias (es decir, liquidación de bosques). Los autores encontraron que a cualquier tasa de descuento, la liquidación era aproximadamente dos veces más rentable que el manejo de bosques naturales debido al hecho de que el grueso de los rendimientos por liquidación se acumula durante los dos o tres años iniciales. En Guatemala, Reid y Howard (1994) encontraron que la extracción maderera convencional era de 21% a 55% más rentable que la extracción bajo dos opciones “sostenibles” distintas. Y en Pará, Brasil, Hardner y Rice (1994) hallaron que, a una tasa de interés conservadora del 10%, el costo de oportunidad de dejar árboles comerciables en un rodal de edades mixtas era aproximadamente de US $2,855 por hectárea.

El caso ilustrativo de Paragominas

La combinación de tasas de interés altas, crecimiento lento de los árboles y valorización modesta de precios ha desalentado la amplia adopción del MFS en los trópicos. Por varias razones, los obstáculos para implementar el MFS son particularmente difíciles en Brasil, como lo ilustra la situación económica de ese país a mediados de la década 1990-2000. Como resultado del Plano Real del gobierno, el cual se apoyaba en tasas de interés altas para reducir la inflación, las tasas de interés a corto plazo en Brasil se dispararon al 50% o más (Banco Central do Brasil 1998). A principios de la década de los noventa, las tasas de interés en Brasil eran mucho más altas que aquellas de otros países latinoamericanos, cuyo promedio general era del 10% al 20% anual (IMF 1997).

Las tasas de interés elevadas aumentan el costo de oportunidad de reducir las cosechas de madera a niveles sostenibles. Además, en Brasil, la política de altas tasas de interés dió como resultado una disminución de inversiones en vivienda y construcción, reduciendo la demanda nacional de madera y hundiendo los precios de la madera local. Durante el periodo de 1990 a 1995, los precios de madera aserrada de primera calidad disminuyeron un promedio de 15% en términos reales, de $336 a $291 dólares por metro cúbico, mientras que los precios de la madera aserrada de calidad media bajaron casi un 25%, de $216 a $174 dólares por metro cúbico (Stone 1996). Esta tendencia es de particular importancia para las compañías madereras de Brasil, donde casi toda la producción se vende en el país (ITTO 1998).

Para las compañías del centro productivo de madera de Paragominas al sur de Pará, estas caídas de precios coincidieron con la elevación de costos de producción causada por una creciente escasez local de madera. Durante los últimos 20 años, la distancia a los suministros accesibles de madera ha aumentado, ya que los casi 200 aserraderos de Paragominas han consumido el bosque dejando un siempre creciente círculo de bosque aprovechado. Entre 1990 y 1995 la distancia promedio para obtener troncos aumentó un 38%, una tendencia que ha incrementado los costos de transporte y permitido a los propietarios de tierras cobrar a los aserraderos precios considerablemente más altos por la madera (Stone 1996).

Debido a que la mayoría de la madera producida en el Amazonas se consume en otras áreas de Brasil, en donde los productores no están sujetos a los altos costos de transporte, las compañías madereras en zonas donde la madera es cada vez más escasa tienen poca habilidad de transferir los costos crecientes en forma de precios más altos al consumidor. En lugar de eso, muchos de los aserraderos más grandes en Paragominas han intentado reducir costos distribuyendo sus costos fijos sobre una mayor cantidad de producción. Sin embargo, esta estrategia no ha sido suficiente para mantener estables las ganancias. Por lo tanto, las compañías de Paragominas están produciendo más y ganando menos. En años recientes, la producción promedio ha crecido de 4,300 a 5,600 metros cúbicos anuales, mientras que los márgenes de ganancia se han reducido del 15% anual a solamente 2% anual (Stone 1996). Estos resultados financieros deficientes explican por qué el manejo forestal en Paragominas es muy reducido o ausente. Por otro lado, las altas tasas de interés, el crecimiento de los costos de producción y la caída de los precios de la madera han creado un incentivo casi irresistible para liquidar los bosques nativos.

Los extractores transportan la madera a uno de los 200 aserraderos en Paragominas.

POLÍTICAS DIRIGIDAS A PROMOVER INVERSIONES EN MFS

Los aserraderos procesan la madera para cumplir con los requisitos de valor agregado.

En vista de la falta de competitividad financiera del MFS, se ha promulgado una variedad de políticas para estimular su adopción más amplia. La mayoría de las políticas han pretendido lograr esta meta aumentando los rendimientos financieros privados provenientes de la extracción maderera. Sin embargo, la mayor adopción del MFS no ha sido restringida por la rentabilidad de la extracción misma, sino por la rentabilidad del manejo a largo plazo *en relación* con la extracción convencional y otros usos de la tierra. A menos que los extractores se vean forzados a adoptar el MFS mediante un estricto control gubernamental, el solo aumento de la rentabilidad de la extracción podría, de hecho, aumentar el avance y la escala de la extracción convencional "insostenible." Una revisión de las siguientes políticas indica que pocas de ellas comprenden la necesidad de hacer que las cosechas futuras sean más atractivas financieramente que las actuales.

Mercados más grandes para especies menos conocidas

Los esfuerzos por promover la venta de un mayor número de especies menos conocidas de árboles proporcionan un caso ejemplar. En la mayoría de los bosques tropicales sólo un pequeño número de especies de árboles cuenta con mercados comerciales establecidos. Este problema se amplía en bosques remotos e inaccesibles, donde los costos de transporte son altos, así como en áreas con demanda nacional limitada. Ahí, sólo una o dos especies serán capaces de "pagarse la salida" del bosque.

Algunas personas argumentan que a menos que se creen mercados para una más amplia variedad de especies, los productores no tendrán otra alternativa que la de sobre-explotar las especies actualmente cosechadas. La creación de mercados para un mayor número de especies comerciales pretende hacer más atractivo el manejo a largo plazo (Toledo 1997) y alentar una extracción más cuidadosa, ya que los árboles de poco valor con frecuencia son dañados durante las cosechas (Johnson y Cabarle 1993). El desarrollo de mercados para más especies intenta también reducir el número de caminos requeridos, ya que la madera estaría más concentrada y se requeriría un área de bosque más pequeña para suministrar a un aserradero determinado (Buschbacher 1990).

A pesar de estas intenciones, no hay indicaciones, tales como tasas de crecimiento más aceleradas o un escenario de precios más alentador, que sugieran que las inversiones en el manejo de nuevas especies serán más atractivas que las inversiones en el manejo de especies actualmente en el mercado. La creación de mercados para un mayor número de especies, por sí misma, podría simplemente conducir a la sobre-explotación de más especies. Esto puede observarse en lugares como Costa Rica, donde existen mercados bien establecidos para docenas de especies de árboles diferentes, pero casi ninguna inversión en MFS (Kishor y Constantino 1993, Howard y Valerio 1996). Lo mismo es cierto en el sur de Pará, Brasil, donde se talan hasta 60 especies debido al fácil acceso y al gran mercado interno brasileño (Hardner y Rice 1994, Stone 1996, Gerwin *et al.* 1996, Barreto *et al.* 1998).

Extracción y procesamiento más eficiente de la madera

Las políticas dirigidas a reducir el desperdicio y la ineficiencia de la extracción y procesamiento de troncos en bosques tropicales también se han impulsado como medios para promover una adopción más amplia del MFS. Los actuales estándares de eficiencia en los trópicos pueden ser extremadamente bajos. Mientras que un aserradero moderno en los Estados Unidos puede convertir 50% o más de un tronco en producto utilizable, eficiencias de conversión tan bajas como de un 35% son comunes en los trópicos (Gerwin *et al.* 1996, Karsenty 1998). El mismo patrón de ineficiencia existe en la extracción maderera, donde la mitad de la madera utilizable con frecuencia se queda en el bosque (Stewart 1992, Gullison *et al.* 1997).

La mayor eficiencia en la extracción y aserrado se considera como una forma de aumentar ganancias y, por lo tanto, de proporcionar un mayor incentivo para el manejo del bosque a largo plazo, al mismo tiempo que se reduce el daño causado por la tala (ya que se requerirá menos tala para una determinada cantidad de producto) (Johnson y Cabarle 1993, Gerwin *et al.* 1996, Holmes *et al.* 2000). Sin embargo, el aumento de la eficiencia no produce necesariamente mayores ganancias. Las inversiones dirigidas a crear una mayor eficiencia física pueden ya sea incrementar o reducir las ganancias, dependiendo de sus costos y beneficios relativos. Además, aun cuando tales inversiones tienen una buena relación costo-efectividad con respecto a las cosechas actuales, es posible que no estimulen las inversiones en el manejo futuro. Los extractores convencionales, cuyo principal interés es maximizar ganancias a partir del rodal actual, pueden ser tan eficientes como quienes practican el MFS.

Finalmente, no existe una razón *a priori* para suponer que si una mayor eficiencia produce mayores ganancias, conducirá a una menor extracción de los bosques. La teoría económica sugiere lo opuesto – que los productores responderán a tales ganancias debidas a la eficiencia extrayendo más del bosque (Barr, en preparación). De hecho, algunos de los extractores más grandes y altamente capitalizados tienden también a ser los más eficientes – lo cual sugiere que una mayor eficiencia puede, en algunos casos, estar asociada con más, en lugar de menos, destrucción del bosque.

Mayor seguridad en la tenencia de la tierra

Los argumentos que favorecen una mayor seguridad en la tenencia como medio de promover más MFS descansan en la premisa de que, sin ésta, ningún productor invertirá en un manejo futuro (Buschbacher 1990, Paris y Ruzicka 1991, Johnson y Cabarle 1993). Esta observación ha llevado a muchos países tropicales a aumentar la duración de

sus concesiones madereras. Por ejemplo, durante los pasados diez años, Bolivia ha convertido todos sus permisos anuales de extracción en contratos renovables a 40 años (Pacheco 1998). De manera similar, cuando la constitución de Perú se redactó de nuevo en 1993, incluía una propuesta de privatizar los bosques públicos en un esfuerzo por estimular un mejor manejo forestal (Hardner y Rice 1998).

Aunque la tenencia segura puede ser necesaria para promover inversiones en el manejo a largo plazo, es probable que no sea suficiente por sí sola. Si el MFS no es económicamente atractivo en relación con la extracción convencional *independientemente* de la seguridad en la tenencia, el otorgamiento de duraciones más largas para las concesiones o de derechos de propiedad privada no va a estimular su más amplia adopción. Por ejemplo, en Costa Rica, Kishor y Constantino (1993) encontraron que a pesar de una larga tradición de estabilidad de los derechos de propiedad, la extracción convencional es financieramente preferible al MFS en un amplio rango de tasas de descuento. La propiedad privada es también la norma para vastas áreas de bosque en Brasil, donde prácticamente no existen ejemplos de MFS. En este y otros casos, los factores que desalientan las inversiones en MFS pesan más que el beneficio obtenido por la seguridad de la tierra. De hecho, en muchos casos, el otorgamiento de mayor seguridad en la tenencia puede simplemente reducir el riesgo de realizar inversiones en la extracción convencional, conduciendo de tal manera a una liquidación más rápida del recurso.

Prohibición de exportación de troncos y procesamiento para valor agregado

Las prohibiciones de exportación de troncos se han promovido como una manera de avanzar el MFS al proporcionar un fuerte incentivo para el procesamiento nacional de la madera. De acuerdo a este punto de vista, las mayores inversiones que acompañan al procesamiento junto con la cosecha de una mayor variedad de especies, más empleos locales y mayores ganancias, en conjunto, ayudan a promover un mejor manejo de los bosques, ya que quienes han puesto una inversión a largo plazo en un producto tienen más probabilidad de manejarlo adecuadamente (Bomsel *et al.* 1996).

Con estos objetivos en mente, muchos países tropicales productores de madera han implementado vedas o han impuesto cuotas o gravámenes en las exportaciones de troncos. En África, las prohibiciones de exportación se han impuesto en Camerún, Costa de Marfil y Ghana (ITTO 1997). En 1993 Indonesia sustituyó las prohibiciones de exportación de troncos por gravámenes, pero su magnitud (US $500 a $4,500/m^3) continúa asegurando que pocos troncos se exporten legalmente (Johnson 1996).

Irónicamente, debido a la producción ineficiente, los ingresos por impuestos y las ganancias de la industria frecuentemente serían más altos *sin* el procesamiento local. Las prohibiciones de exportación de troncos necesariamente eliminan ingresos provenientes de impuestos de exportación. También hunden los precios de los troncos a nivel nacional, reduciendo de esa manera las ganancias por ventas dentro del país. Estos ingresos por impuestos del gobierno y ganancias de la industria, en efecto se convierten en subsidios para los productores que agregan valor, los cuales con frecuencia reciben estímulos adicionales tales como crédito subsidiado para la compra de bienes de capital, exención de pago por derechos de importación y vacaciones fiscales para la producción. Por ejemplo, Baraja, una compañía maderera de Malasia que tiene una de las mayores concesiones madereras en América Latina, disfruta de 25 años de vacaciones fiscales en Guyana. Sin embargo, a pesar de la asistencia del gobierno, las instalaciones para el procesamiento de valor agregado con frecuencia sólo producen ganancias marginales debido a grandes ineficiencias. Así, en lugar de crear valor agregado, el procesamiento local en estos casos conduce a una *pérdida* neta del valor del recurso (Repetto y Gillis 1998, Weins 1993, Karsenty 1998). Además, ya que el empleo e inversión creados por el procesamiento dan como resultado una considerable influencia política, particularmente donde las inversiones constituyen una porción significativa de la economía local, la reducción de las cosechas de madera para asegurar la sostenibilidad puede ser extremadamente difícil. Las inversiones en la industria de la madera contrachapada en Malasia e Indonesia, por ejemplo, han llevado a un exceso de la capacidad de procesamiento y un fuerte apoyo político a la continuación de la extracción a pesar de sus impactos al recurso (Repetto 1988, Weins *et al.* 1992, Barber *et al.* 1994, Barbier *et al.* 1995, Karsenty 1998). La actual capacidad instalada en estos dos países ahora excede en gran medida la capacidad de suministro de sus bosques (Karsenty 1998).

Al final, las prohibiciones de exportación probablemente no promoverán el MFS ya que es poco lo que hacen por convertirlo en una opción

más rentable que la extracción tradicional. Al subsidiar a los procesadores nacionales y crear incentivos políticos contrarios, las prohibiciones de exportación y otras restricciones de comercio tienen más probabilidad de exacerbar el problema del uso insostenible del recurso. Como lo ha hecho notar un observador, la experiencia demuestra que a medida que aumentan el valor agregado y el empleo local, la voluntad política de mantener las cosechas en niveles sostenibles disminuye (Karsenty 1998).

La certificación forestal y el etiquetado verde

A diferencia de la mayoría de las políticas que promueven el MFS, la certificación forestal reconoce la necesidad de aumentar la rentabilidad de las cosechas *futuras* de madera vinculando los cambios en el manejo con el prospecto de una recompensa económica tangible. La certificación forestal beneficia a los productores a través de precios más altos, mayor participación en el mercado o ambas cosas. Hasta ahora existe poca evidencia de que los consumidores están pagando precios más altos por productos certificados (Varangis *et al.* 1995, Webster y Proper de Callejon 1998), lo cual resulta en pocos incentivos para que un gran número de productores alteren el manejo de sus operaciones (Bowles *et al.* 1998a). Aunque la demanda por productos certificados está aumentando significativamente, estos tipos de productos probablemente continuarán representando una porción diminuta del mercado total. Como tal, la contribución de los programas de certificación a la conservación de los bosques está restringida.

Actualmente sólo un 24% de la producción de maderas tropicales entra al comercio internacional (ITTO 1999) y la gran mayoría de exportaciones de madera tropical van hacia países donde la demanda por madera certificada es actualmente débil (por ejemplo, Japón, China, Korea). La mayoría de la madera tropical se consume en el país productor. Por ejemplo, Brasil, que contiene una gran porción de los bosques tropicales del mundo, consume casi toda su producción maderera en el país (ITTO 1999).

Por mucho, la demanda potencial más grande de madera certificada proviene de Europa Occidental y en menor grado de los Estados Unidos. Sin embargo, en su conjunto, estos dos países acumulan menos del siete por ciento de la demanda de madera tropical (ver la Tabla 4). Además, sólo un pequeño porcentaje de los mercados estadounidenses y europeos tiene la probabilidad de involucrarse alguna vez en la certificación. Actualmente se estima que la producción certificada constituye de uno a tres por ciento de las importaciones de madera tropical en Europa (Webster y Proper de Callejon 1998). De acuerdo a un estudio realizado por el Banco Mundial, los productores certificados podrían llegar a abarcar hasta un 10% del mercado estadounidense y hasta un 20% del mercado europeo (Varangis *et al.* 1995). Aunque eso sería un gran aumento, esta participación en el mercado representaría menos del uno por ciento de la producción total de madera tropical, con base en los niveles de producción y consumo presentados en la Tabla 4.

Mayor o menor captación de rentas por parte del gobierno

Finalmente, distintos observadores han argumentado que el MFS puede promoverse tanto mediante la mayor como por la menor captación de rentas por parte del gobierno.[3] Paris y Ruzicka (1991), por ejemplo, argumentan que los gobiernos deben captar menos rentas económicas con el fin de que los extractores puedan invertir en el manejo:

La imposición de un gravamen forestal cargado al volumen extraído de madera *no resolverá* el problema de la exterminación de los bosques [es decir, deforestación] y es más probable que lo *empeore*. En el peor de los casos, tal gravamen debilitará la habilidad del operador sostenible para continuar invirtiendo en el mantenimiento del bosque disminuyendo los fondos disponibles para este fin.

No obstante, la mayoría de los autores han tomado el punto de vista opuesto (por ejemplo, Repetto 1988, Gillis 1992, Johnson y Cabarle 1993). Karsenty (1998) señala que algunos investigadores, tales como Gillis (1992), ven la captación de más rentas para el estado como una manera de limitar la propensión de los operadores de extracción de actuar con un enfoque a corto plazo y en busca de rentas. Weins *et al.* (1992) segundaron la opinión de Karsenty señalando que:

> Si la meta de maximizar sus ganancias durante un largo periodo es el único principio orientador del operador, entonces una reducción de la rentabilidad a corto plazo deberá conducir a los operadores a concluir que les conviene “invertir en árboles” y seleccionar métodos de operación que reduzcan el desperdicio y ofrezcan la promesa de un buen segundo corte (Karsenty, p. 2).

Este mismo argumento se citó en un estudio que trataba sobre la deforestación en las Filipinas, el cual concluyó que la "falla del gobierno de colectar renta significativa a partir de licencias [de corte de madera] explica en su mayor parte el rápido exterminio de los recursos maderables durante las dos últimas décadas" (Banco Mundial, 1989).

Sin embargo, la verdad es que la captación de rentas del gobierno puede estar más relacionada con la distribución de ganancias por la extracción que con la provisión de un incentivo para el mejor o peor manejo. Ciertamente, como arguyen Paris y Ruzicka (1991), en casos donde las compañías tienen la inclinación de manejar sosteniblemente, la disminución de sus ganancias las dejará con menos recursos para hacerlo y puede forzarlas a enfocarse más en el corto plazo. Pero es improbable que el hecho de que no se les cobre impuestos va a estimular el manejo a largo plazo. El bajo cobro de impuestos ha sido por mucho tiempo la norma para la producción maderera en los países tropicales y no ha originado la ampliación del manejo. Además, aunque los impuestos bajos afectan la rentabilidad tanto de las cosechas actuales como de las futuras, su impacto ocurre de manera desproporcionada en el presente, haciendo las cosechas actuales más rentables. Esto es *opuesto* a lo que una medida política necesitaría hacer para promover el manejo a largo plazo como opción preferible al manejo a corto plazo.

TABLA 4: Importaciones de madera tropical por Estados Unidos y Europa, 1999.

	Madera tropical (Miles de m^3, EMR)
Importaciones de EEUU	4,639
Importaciones europeas	10,231
Producción total	228,224

Fuente: ITTO 1999.

Nota: Los equivalentes de madera en rollo (EMR) se calcularon con base en los siguientes índices de conversión: m^3 de tronco/m^3 de producto para madera aserrada (1.82); chapa (1.90); y madera contrachapada (2.30) (Johnson 1998).

LA EFECTIVIDAD DEL MFS EN LA CONSERVACIÓN

Los caminos facilitan la extracción en bosques que de otra manera serían inaccesibles.

Las secciones anteriores han ilustrado cómo el MFS usualmente no tiene atractivo financiero en comparación con la extracción tradicional y cómo las políticas dirigidas a alentar la adopción más amplia del MFS en su mayoría no han tenido éxito porque no han abordado esta deficiencia fundamental. Ya que, por consiguiente, los gobiernos deben comprometer recursos para originar un cambio de otros usos de la tierra al MFS, deben considerar varios factores al decidir si estas inversiones son seguras. Primero deben determinar si el MFS causaría mayor o menor daño ambiental del que ocurriría en su ausencia. No debe asumirse que el MFS siempre representa una mejora ambiental. En situaciones en las que el MFS sería preferible ambientalmente, los gobiernos deben determinar, adicionalmente, si la promoción del MFS es el uso más efectivo del escaso dinero para la conservación. Para abordar estos asuntos, primero discutimos tres posibles escenarios que pueden ocurrir en la ausencia del MFS y cómo sus impactos ambientales podrían compararse con aquellos del MFS. Los resultados alternativos incluyen: prohibición de la tala u otro tipo de desarrollo

destructivo, extracción convencional, conversión del bosque a la agricultura u otro uso de la tierra. Luego examinamos el balance costo-efectividad de una posible alternativa al MFS que ha recibido una sorprendente falta de atención, como un medio para lograr la conservación de los bosques protegiendo específicamente ciertos bosques que ya han sido aprovechados mediante la extracción tradicional.

En un primer escenario, existe una limitada o lejana amenaza de extracción o deforestación con fines de desarrollo. En estas ocasiones, el MFS debe usarse para "asegurar" un bosque contra la amenaza de la conversión futura. Sin embargo, es cuestionable que este sea un método razonable, ya que la extracción sostenible en sí misma puede aumentar la amenaza de conversión del bosque al proporcionar más caminos de acceso. Además, aun en lugares donde se hace cuidadosamente, la extracción incrementa la intensidad y frecuencia de los incendios (Holdsworth y Uhl 1997) y puede tener una variedad de considerables impactos negativos a la biodiversidad (Frumhoff 1955, Bawa y Seidler 1998).

Un segundo escenario es la extracción "incontrolada" como alternativa al MFS. El MFS se ha promovido en estos casos para racionar la cosecha de madera y reducir los impactos ambientales negativos. Sin embargo, el MFS no es necesariamente menos destructivo que la extracción convencional. El daño relativo causado por la extracción convencional y la sostenible dependerá, en parte, de la intensidad de las cosechas o el volumen de madera extraída por hectárea. Las intensidades de cosecha bajo el MFS son bastante uniformes en áreas distintas porque las normas utilizadas para diseñar sistemas silvícolas sostenibles son consistentes en lo que a esto respecta. Típicamente se asume que los volúmenes disponibles de madera son, en promedio, de un metro cúbico por hectárea al año y las cosechas sostenibles usualmente varían de 10 a 30 metros cúbicos por hectárea con una rotación de 10 a 30 años (Cannon *et al.* 1998b).

Este rango de intensidades de cosecha es, generalmente, más alto que el de la extracción convencional debido a la cosecha de una mayor variedad de especies de árboles comerciales y la necesidad de aplicar tratamientos después de la cosecha para promover el crecimiento y la regeneración en el rodal residual (Howard *et al.* 1996, Rice *et al.* 1997). Como se indica en la Tabla 5, la extracción convencional es claramente más intensa que el MFS en las áreas de bosques dipterocarpos que aún existen en el sureste de Asia. En otras partes, las intensidades de cosechas convencionales sólo parecen asemejarse a aquéllas del MFS en bosques de fácil acceso cercanos a los centros de demanda nacional en Brasil (ver también el cuadro de información sobre Paragominas, página 17).

Además, aun cuando la extracción convencional es inicialmente más intensa, puede seguir siendo preferible al MFS desde el punto de vista ambiental si la extracción se detiene y el bosque es protegido subsiguientemente. Con el paso del tiempo, un bosque previamente aprovechado puede recuperar sus características originales de estructura y composición (Horne y Hickey 1991, Cannon *et al.* 1998a). En contraste, en un ámbito comercial como el del MFS estos cambios son esencialmente permanentes, ya que el intervalo entre las cosechas de madera es usualmente mucho menor que el tiempo requerido para que resurjan las características de un bosque primario (Horne y Hickey 1991).

En un tercer escenario, los casos en que el uso alternativo de la tierra implica la conversión del bosque, el MFS es claramente preferible desde el punto de vista ambiental y debe promoverse. No obstante, cuando la amenaza de la conversión del bosque es avasalladora o cuando el valor de la tierra para agricultura es alto, cualquier intento de imponer el MFS tenderá a ser costoso. Si el MFS evita el desarrollo agrícola en estas áreas, lo hará solamente porque el gobierno es capaz de forzar a los propietarios de tierras a que lo adopten. Este es un asunto importante, porque el gobierno tiene la opción de usar ya sea el MFS o algún otro medio para lograr sus objetivos de conservación. Como se muestra enseguida, la evidencia sugiere que el MFS puede no ser la opción de conservación con un mejor balance costo-efectividad disponible para lograr las metas de conservación.

Uno de los argumentos básicos que apoyan al MFS como estrategia de conservación es que, con los extractores en el bosque y las poblaciones locales recibiendo los beneficios del empleo, la protección será relativamente barata. Las personas cuyos ingresos provienen del bosque tendrán un incentivo financiero para protegerlo ellos mismos. En contraste, las medidas alternativas para lograr las metas de conservación, tales como la expansión de áreas protegidas, se consideran carentes de esta ventaja y, por lo tanto, más costosas y difíciles de implementar. Sin embargo, existen varias razones por las cuales el logro de la conservación mediante MFS puede, de hecho, ser el método más difícil y

costoso. En primer lugar, la imposición del MFS, en sí, requiere de gastos significativos que los parques no requieren, incluyendo los costos de reglamentos de control para retener los árboles semilleros, para talar árboles menos valiosos y para reducir el daño causado por la tala. Todos estos costos son para asegurar un suministro continuo de madera y, por lo tanto, para proporcionar a los extractores un incentivo para proteger el bosque. En segundo lugar, la prevención de actividades ilegales, como la caza y deforestación con fines agrícolas, se hace cada vez más difícil cuando los extractores ya están en el bosque y el acceso por carretera y medios de transporte van en aumento (Auzel y Wilkie 2000). Igualmente, como señalamos anteriormente, el control y prevención de incendios también es más difícil y costoso en el contexto de la extracción maderera (Holdsworth y Uhl 1997).

En vista de las limitaciones del MFS como método para la conservación, estrategias alternativas merecen una cuidadosa consideración. Un método particularmente prometedor tanto desde el punto de vista económico como ambiental, es la protección de bosques que ya han sido ligeramente talados. El costo de oportunidad de la protección de bosques de los cuales se han extraído las especies maderables valiosas puede ser considerablemente más bajo que el de bosques no talados, lo cual hace esta estrategia económicamente y, por lo tanto, políticamente atractiva. Desde una perspectiva ecológica, este método permite el proceso de la recuperación del bosque en contraste con la extracción sostenible, la cual continúa alterando las funciones regenerativas naturales del bosque.

Un estudio de caso considera explícitamente los beneficios de conservación que ofrece este método. Cannon y sus colegas (1998b) examinaron el balance costo-efectividad de la protección de un bosque después de haber sido aprovechado en relación con varias otras opciones de uso de la tierra, incluyendo la protección de bosque no aprovechado, la protección después de la extracción convencional, la extracción convencional sin protección y el MFS. Se utilizó una simulación por computadora para comparar los impactos económicos y ecológicos de cada una de estas

TABLA 5: Intensidad de cosecha con extracción convencional en regiones selectas

Fuente	País	Comentarios: Condición del bosque	Comentarios: Composición de la cosecha	Intensidad de la cosecha (m^3/ha)
Barreto *et al*. (1998)	Brasil – Paragominas (extremo NE de Pará)	Bosque intacto remanente, terreno plano, fácil acceso, satisface demanda local de madera	3 a 8 árboles/Ha – árboles comerciales grandes > 45cm dap*, hasta 50 especies	30
Uhl *et al*. (1991)	Brasil – Tailandia, (NE de Pará)	Bosque ligeramente talado	10 a 15 especies removidas – operaciones a escala pequeña	16
Verissimo *et al*. (1995)	Brasil (Pará central)	Tala altamente selectiva en bosque intacto inaccesible	Una especie cosechada (caoba)	5
Richards (1991)	México (SE)	Área donde se había talado selectivamente en años anteriores	Extracción a pequeña escala de especies de alto valor	5
Mendoza y Ayemou (1992)	Costa de Marfil	Promedio de seis compañías – distintas condiciones del bosque	10 especies comerciales cosechadas (2da entrada)	20 (rango 3 a 27)
Ahmad (1996)	Indonesia – Irian Jaya	Bosque intacto	Especies comerciales >50cm dap	11
Ahmad (1996)	Indonesia – Kalimantan	Dipterocarpo	Especies comerciales 50cm dap	51
Kollert *et al*. (1995)	Malaysia –Deramakot, Sabah	Bosque Dipterocarpo intacto de tierras bajas	Cosechado entre 1962 y 1968	110

Fuente: Cannon et al. 1998b

Nota: "dap" es "diámetro a la altura del pecho"

opciones en el Bosque Chimanes en Bolivia. La rentabilidad se utilizó como una medida de desempeño económico y los cambios de estructura y composición (con relación a un bosque no talado) sirvieron como indicadores de la efectividad de la conservación.[4]

El estudio descubrió que la protección después de un breve periodo de extracción causaba menos daño y era más rentable que el MFS. De hecho, la protección después de la extracción dio como resultado la retención de 95% de la estructura del bosque no aprovechado a un costo de sólo 9% de las ganancias máximas disponibles a partir de la extracción convencional. El MFS mantuvo sólo una tercera parte de la estructura del bosque no aprovechado a un costo de casi dos tercios de las ganancias disponibles mediante la extracción convencional (Cannon *et al.* 1998b) (ver Tabla 6). Estas cifras sugieren que, en algunos lugares, las rentas públicas podrían avanzar más las metas de conservación protegiendo bosques que han sido aprovechados que tratando de aplicar MFS. En este estudio en particular, la protección enseguida de la extracción resultó ser más de 20 veces más costo-efectiva que el MFS en el logro de los objetivos de conservación. En otras palabras, por una determinada reducción de ganancias, la protección del bosque después de la extracción podría implementarse en un área de bosque 20 veces mayor que con el MFS.[5]

Como estrategia de conservación, la protección después de la extracción podría adoptar varias formas, dependiendo de las circunstancias. Claramente, el bosque no aprovechado proporciona beneficios ecológicos superiores y deberá favorecerse como punto focal de la protección siempre que sea posible. Sin embargo, en los casos en que el bosque ya ha sido aprovechado usando métodos convencionales, los gobiernos y los conservacionistas tienen la opción de proteger el bosque residual o apoyar los esfuerzos para implementar la extracción sostenible a perpetuidad. En este caso, la protección será casi siempre la mejor opción para la conservación. También, es improbable que la protección sea muy cara en lo que se refiere a la privación de los beneficios de la extracción, ya que la extracción convencional ya habrá tomado la mayor parte del valor actual de la madera del bosque.

Otra opción puede ser que los conservacionistas busquen una operación extractiva existente con una concesión maderera en tierras públicas y hagan el ofrecimiento de que se retire ya sea toda la concesión o una porción de la misma, a cambio de un pago monetario anual. El pago cubriría las ganancias no adquiridas de las áreas que no se han cosechado todavía o, cuando el extractor paga un impuesto anual por área, podría de hecho disminuir la obligación tributaria de la compañía por las tierras que ya se han talado y que, por lo tanto, tienen pocos prospectos de contribuir a los ingresos futuros de la compañía. La cantidad de bosque talado y no talado que se retira de las operaciones de extracción mediante este método estaría sujeta a una negociación abierta entre los conservacionistas y la compañía individual.

TABLA 6: Jerarquización de opciones de conservación y desarrollo según criterios selectos. Bosque Chimanes, Bolivia.

	Con relación a un bosque no aprovechado		Con relación a la extracción convencional	
Opción	**Estructura retenida**	**Composición retenida**	**Ganancias**	**Costo de oportunidad**
Protección de bosque no aprovechado	100%	100%	0%	100%
5 años de extracción convencional, luego protección	95%	99%[1]	91%	9%
50 años de extracción convencional, luego sin protección	62%[2]	98%[3]	100%	0%
50 años de extracción convencional, luego MFS	33%[2]	80%[3]	37%	63%

Fuente: Cannon et al. 1998b
Nota: Ganancias y costos de oportunidad se calcularon asumiendo una tasa de descuento del 15%.
[1] Al quinto año (promedio de los años 1 a 10)
[2] Promedio de los años 41 a 50
[3] Al año 50

Finalmente, los conservacionistas podrían participar en un acuerdo mutuamente beneficioso con los extractores antes de la iniciación de cualquier actividad extractiva en los casos en que la protección total no es una opción. El acuerdo podría, por ejemplo, involucrar una sola cosecha cuidadosamente controlada en áreas determinadas, una veda de toda cacería promovida por la compañía dentro de la concesión y un sistema de caminos planeado para minimizar el riesgo de la incursión agrícola. A cambio, los conservacionistas podrían acceder a continuar los pagos al gobierno durante el resto del periodo de la concesión después de una salida temprana de la compañía maderera. En algunos casos esto puede incluso llevar a que la *compañía* acceda a financiar protección subsiguiente, ya que al no haber planes de extracción después de la cosecha inicial, no habría razón para distribuir las cosechas equitativamente a lo largo de un ciclo de corte completo de 20 a 30 años. Por el contrario, podrían aplicarse niveles de extracción sostenibles a toda la concesión durante un periodo mucho más corto. Esto significaría mayores ingresos para la compañía en menor tiempo (y por lo tanto, ganancias mucho mayores en general) y una reducción del tiempo de acceso a la concesión durante el cual el bosque está sujeto a los disturbios causados por la extracción.

Un ejemplo donde este método (protección después de la extracción) se ha llevado a cabo es al sur de la cuenca amazónica. Ahí, tres compañías eléctricas en asociación con una organización ambientalista de los Estados Unidos financiaron la expansión del Parque Nacional Noel Kempff Mercado en Bolivia. Los fondos para el proyecto se definieron como servicios compensatorios de carbono, donde las compañías eléctricas involucradas podrían recibir crédito bajo la Convención Marco de las Naciones Unidas Sobre el Cambio Climático por el carbono que de otra manera se habría perdido mediante la extracción o la conversión de tierras. El área se consideraba prioritaria para la conservación porque la extracción había sido altamente selectiva en el pasado, de tal forma que se mantuvo la mayor parte del valor biológico del bosque. Ya que la mayoría de las especies de árboles de alto valor en el área ya se habían extraído, el costo de adquisición de la tierra fue también muy bajo — aproximadamente US $2.50 por hectárea (Petterson 1998).[6] De manera similar, en 1999, Conservación Internacional pagó US $2.22 por hectárea por los derechos de extracción en una concesión de unas 18,000 hectáreas, la cual más tarde se añadió al Parque Nacional Madidi en Bolivia.

CONCLUSIÓN

Actualmente, casi ningún tipo de extracción de los bosques naturales en los trópicos puede considerarse sostenible. Pocas compañías han elegido el MFS en lugar de la extracción convencional u otros usos de la tierra, porque el lento crecimiento de los árboles, la modesta valorización de precios y las altas tasas de interés se combinan para hacer que el MFS no sea un uso de la tierra atractivo. Los esfuerzos para lograr que el MFS sea más viable han tendido a enfocarse en aumentar su rentabilidad, pero han fracasado en convertirlo en una opción relativamente más atractiva. Aun si el MFS fuese económicamente viable, raramente se justificaría sobre las bases de la conservación y, de hecho, podría originar más daño a los bosques del que ocurriría de otra manera. Además, aun en los casos donde el MFS es ambientalmente preferible, generalmente no es el método con mejor balance costo-efectividad para lograr los objetivos de la conservación. Debido a que el MFS tiene un uso limitado como herramienta de conservación, otros métodos, tales como la protección de bosques ligeramente aprovechados, deben considerarse cuidadosamente. Mientras tanto, las áreas protegidas deberán continuar siendo la piedra angular de cualquier estrategia de conservación sensata.

NOTAS

1 Las cifras incluyen todos los bosques naturales certificados en países tropicales, incluyendo aquellos en Brasil, México y Namibia, que no están completamente en los trópicos.

2 Las iniciativas fueron: ITTO (tres conjuntos diferentes de criterios), Proceso Montreal, Proceso Helsinki, Proceso Canadiense, Principios y Criterios del Forest Stewardship Council, Asociación de Suelos: Programa de Manejo Forestal Responsable, Rainforest Alliance: Programa de Certificación *Smart Wood*, Programa de Conservación Forestal SCS, Sistema de Manejo Forestal de la Asociación Canadiense de Estándares, y los Principios y Lineamientos para la Implementación del Manejo Forestal Sostenible por el AF&PA.

3 La renta económica se define aquí como la diferencia entre los rendimientos derivados de un factor de producción y la remuneración necesaria para mantener este factor en su mismo uso.

4 Los daños a la estructura y composición se utilizan aquí como medidas indirectas del valor de conservación de los bosques, porque se sabe que tienen correlación con la riqueza y diversidad de varios grupos de especies (MacArthur *et al*. 1962, Karr y Roth 1991, Catling y Lefkovich 1989, Holloway *et al.* 1992, Gullison y Nissan 1998).

5 Como se muestra en la tabla, la proporción de estructura de bosque retenida y costo de oportunidad para el MFS es 0.5 (es decir, 0.33/0.63). En contraste, la proporción de la estructura de bosque retenida y costo de oportunidad para la protección después de la extracción convencional es de 10 (o sea, 0.95/0.09).

6 El costo total de este proyecto fue de US $9.5 millones (Petterson 1998). Los US $2.50 por hectárea que se mencionan, es la cantidad pagada para compensar a los concesionarios madereros por la pérdida de sus ingresos futuros.

BIBLIOGRAFÍA

Ahmad, M. 1997. *Ecolabeling of tropical timber: linking consumer awareness and sustainable forest utilization*. Ph.D. dissertation. Department of Agricultural Economics. East Lansing, MI: Michigan State University.

Auzel, P. and Wilkie, D.S. 2000. Wildlife use in northern Congo: hunting in a commercial logging concession. In J. Robinson and E. Bennet. (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. p. 413-426. NY: Columbia University Press.

Banco Central de Bolivia, Gerencia de Estudios Economicos. 1994. *Boletin Estadistico,* No. 283, Sept (for Jan and Feb 1994). Cuadro No. 5,01A: Tasas Activas de Interes Anual en el Sistema Bancario Nacional (Moneda Extranjera ME, Efectivas). p. 61. La Paz, Bolivia: Banco Central de Bolivia.

Banco Central de Bolivia, Gerencia de Estudios Economicos. 1995. *Boletin Estadistico,* No. 285, March (for Mar-Dec, 1994 and Jan-Sep, 1995). Cuadro No. 5,01B: Tasas de Interes Activas Negociadas en el Sistema Bancario Nacional (Moneda Extranjera, Efectiva). p. 63. La Paz, Bolivia: Banco Central de Bolivia.

Banco Central do Brasil, Boletim do Banco Central do Brasil. Table II.17 - Interest Rates, November 25, 1998. (See URL <http://www.bcb.gov.br>)

Banco Central de Ecuador, Direccion General de Estudios. 1995. *Informacion Estadistica Mensual*, No. 1.726, Dec. 12, Cuadro No. 1.7.4, p. 30: Tasas de Interes Referenciales, Col. 9 (Activa Referencial, Dolares). Quito, Ecuador: Banco Central de Ecuador.

Banco Central de Reserva del Peru, Gerencia de Estudios Economicos. 1996. *Nota Seminal*, No. 3, Jan. 19, Cuadro 29: Tasas de Interes Activas y Pasivas Promedio de la Banca Multiple (Moneda Extranjera, Prestamos Activas, mas de 360), Lima, Peru: Banco Central de Reserva del Peru.

Barber, C.V., Johnson, N.C., and Hafild, E. 1994. *Breaking the logjam: obstacles to forest policy reform in Indonesia and the United States.* Washington, D.C.: The World Resources Institute.

Barbier, E.B., Burgess, J.C., Bishop, J., and Aylward, B. 1995. *The economics of the tropical timber trade*. London: Earthscan Pub.

Barr, C. [Forthcoming]. Will HPH reform lead to sustainable forest management?: questioning the assumptions of the "sustainable logging" paradigm in Indonesia. In C. Colfer, J. Pierce, and I. Resosudarmo (Eds.). *Which way forward? Forests, policy and people in Indonesia*. Washington, D.C.: Resources for the Future.

Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E., and Uhl, C. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* **108**(1-2): 9-26.

Bawa, K. and Seidler, R. 1998. Natural forest management and the conservation of biological diversity in tropical forests. *Conservation Biology* **12**: 46-55.

Bomsel, O., Carret, J.C., and Lazarus, S. 1996. La construction d'usines de transformation du bois à Lashourville: un début d'industrialisation au Gabon Cahiers de Recherche 96-b-1. Paris: Centre d'Economie Industrielle, École des Mines de Paris (CERNA).

Bowles, I.A., Rice, R.E., Mittermeier, R.A., and Fonseca, G.A. 1998a. Logging and tropical forest conservation. *Science* **280**: 1899-1990.

Bowles, I. A., Rosenfeld, A., Sugal, C., and Mittermeier, R.A. 1998b. *Natural resource extraction in the Latin American tropics: A recent wave of investment poses new challenges for biodiversity conservation*. Conservation International Policy Brief, No. 1. Washington, D.C.: Conservation International.

Boxman, O., de Graaf, N.R., Hendrison, J., Jonkers, W.B., Poels, R.L.H., Schmidt, P., and Tjon Lim Sang, R. 1985. Towards sustained timber production from tropical rain forests in Suriname. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **33**: 125-132.

Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E., and da Fonseca, G. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* **291**: 125-128.

Buschbacher, R.J. 1990. Natural forest management in the humid tropics: ecological, social, and economical considerations. *Ambio* **19**: 253-258.

Cannon, C., Peart, D., and Leighton, M. 1998a. Tree species diversity in commercially logged Bornean rainforest. *Science* **281**: 1366-1368.

Cannon, J.B., Gullison, R.E., and Rice, R.E. 1998b. *Evaluating strategies for biodiversity conservation in tropical forests*. Unpublished internal report prepared for the World Bank's Development Research Group. Washington, D.C.: Conservation International.

Catling, P.M. and Lefkovich, L.P. 1989. Associations of vascular epiphytes in a Guatemalan cloudforest. *Biotropica* **21**: 35-40.

(CEA) President's Council of Economic Advisors.1996. *Economic Report to the President*. Washington, D.C.: USGPO.

De Graaf, N.R. and Poels, R.L.H. 1990. The Celos Management System: a polycyclic method for sustained timber production in South American rain forest. In A.B. Anderson (Ed.). *Alternatives to deforestation: steps towards sustainable use of the Amazon rain forest*. p. 116-127. NY: Columbia University Press.

Editora BBT Ltda. 1996. *Cenarios: Analise e Projecao Economica,* Ano VIII-No. 72 (Jan). p. 6: Custo Efetivo do Emprestimos. Sao Paulo, Brazil: Editora BBT.

(FAO) Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1993. *Forest resources assessment 1990: Tropical countries*. Rome: FAO.

(FAO) Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1997. *State of the World's Forests*. Rome: FAO.

(FSC) Forest Stewardship Council. 2000. *Forests certified by FSC-accredited certification bodies*. 10/4/00 (See URL <http://www.fscoax.org/html/5-3-3.html>).

Frumhoff, P. C. 1995. Conserving wildlife in tropical forests managed for timber. *BioScience* **45**: 456-464.

Gerwing, J. J., Johns, J. S., and Vidal, E. 1996. Reducing waste during logging and log processing: forest conservation in eastern Amazonia. *Unasylva* **187**(47): 17-25.

Gillis. M. 1992. Forest concession management and revenue policies. In N.P. Sharma (Ed.). *Managing the world's forests*. Dubuque, IA: Kendall/Hunt.

Gullison, R.E. and Nissan, S. 1998. A feasibility assessment of modeling the impacts of forest management on biodiversity for the Taruma timber concession, Bolivia. Report prepared for the Bolivia Sustainable Forest Management Project (BOLFOR). Technical Document #77. Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR.

Gullison, R.E. 1995. Conservation of tropical forests through sustainable production of forest products: the case of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in the Chimanes forest, Beni, Bolivia. Unpublished Ph.D. dissertation. Department of Ecology and Environmental Biology. Princeton, N.J.: Princeton University.

Gullison, R.E., Hardner J.J., and Shauer, A. 1997. The percentage utilization of felled mahogany trees in the Chimanes forest, Beni, Bolivia. *Journal of Tropical Forest Science* **10**(1): 94-100.

Hardner, J. J. and Rice R.E. 1998. Rethinking forest concession policy in Latin America. In K. Keipi, (Ed.). *Forest Resource Policy in Latin America*. p. 161-193. Washington D.C.: Johns Hopkins University Press for the Inter-American Development Bank.

Hardner, J.J. and Rice, R.E. 1994. Financial constraints to "sustainable" selective harvesting of forests in the eastern Amazon: bioeconomic modeling of a forest stand in the state of Pará, Brazil. In Proceedings of conference "Reforma de las Politicas de Gobierno Relacionadas con la Conservacion y el Manejo de los Recursos Forestales en America Latina." June 1-3, Washington, D.C. Organized by World Bank, Center for International Forestry Research, USAID, and Inter-American Institute for Cooperation in Agriculture. Washington, D.C.: The World Bank.

Hartshorn, G. S. 1990. Natural forest management by the Yanesha Forestry Cooperatives in the Peruvian Amazon. In A. Anderson (Ed.). *Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*. p. 128-138. NY: Columbia University Press.

Hartshorn, G. S. 1998. Letter in response to "Logging and Tropical Forest Conservation." *Science* **281**: 1453-1458.

Hester, J. 1998. Personal communication. Agency Environmental Coordinator. Policy Department, US Agency for International Development (USAID). November 24.

Holdsworth, A. and Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications* **7**(2): 713-725.

Holloway, J. D., Kirk-Spriggs, A.H., and Khen, C.V. 1992. The response of some rain forest insect groups to logging and conversion to plantation. *Royal Society of London Philosophical Transactions* **335**: 425-436.

Holmes, T. P., Blate, G. M., Zweede, J. C., Pereira, R. Jr., Barreto, P., Boltz, F., and Bauch, R. 2000. *Financial costs and benefits of reduced impact logging relative to conventional logging in the Eastern Amazon.* Washington, D.C.: Tropical Forest Foundation.

Horne, R. and Hickey, J. 1991. Review: ecological sensitivity of Australian rainforests to selective logging. *Australian Journal of Ecology* **16**: 119-129.

Howard, A.F. 1995. Personal communication. Faculty of Forestry, U. of British Columbia, Vancouver, Canada. February.

Howard, A.F. and Valerio, J. 1996. Financial returns from sustainable forest management and selected agricultural land-use options in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **81**: 35-49.

Howard, A.F., Rice R.E., and Gullison R.E. 1996. Simulated economic returns and selected environmental impacts from four alternative silvicultural prescriptions applied in the neotropics: a case study of the Chimanes Forest, Bolivia. *Forest Ecology and Management* **89**: 43-57.

(IIED) International Institute for Environment and Development. 1996. *Sustainable forest management: an analysis of principles, criteria, and standards*. London: IIED.
(IMF) International Monetary Fund. 1995. International Financial Statistics. Washington, D.C.: IMF.
(IMF) International Monetary Fund. 1997. International Financial Statistics. Washington, D.C.: IMF.
(ITTO) International Tropical Timber Organization. 1997. *Annual review and assessment of the world tropical timber situation*. Division of Economic Information and Market Intelligence. Document #GI-7/97. Yokohama, Japan: ITTO.
(ITTO) International Tropical Timber Organization. 1998. *Annual review and assessment of the world tropical timber situation*. Division of Economic Information and Market Intelligence. Document #GI-7/98. Yokohama, Japan: ITTO.
(ITTO) International Tropical Timber Organization. 1999. *Annual review and assessment of the world tropical timber situation*. Division of Economic Information and Market Intelligence. Document #GI-7/99. Yokohama, Japan: ITTO.
Johns, A. G. 1997. *Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests*. Cambridge UK: Cambridge University Press.
Johnson, N. and Cabarle, B. 1993. *Surviving the cut: natural forest management in the humid tropics.* Washington, D.C.: World Resources Institute.
Johnson, S. 1996. Production and trade of tropical logs. *Tropical Forest Update* **6**(1). Yokohama, Japan: ITTO.
Johnson, S. 1998. Personal communication. International Tropical Timber Organization. March 17. sjohnson@itto.or.jp.
Jonkers, W.B.J. 1987. *Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname*. Ecology and management in rain forest in Suriname (3rd in series). The Netherlands: Wageningen Agricultural University.
Jonkers, W.B.J. and Hendrison, J. 1987. Prospects for Sustained-Yield Management of Tropical Rainforest in Surinam. In Proceedings of *Management of the forest of tropical America: prospects and technologies.* Conference sponsored by USAID, USDA Forest Service, and Office of International Cooperation and Development. September 22-26, 1986, Puerto Rico. Puerto Rico: Institute of Tropical Forestry, USDA Forest Service.
Karr, J.R. and Roth, R.R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *American Naturalist* **105**: 423-435.
Karsenty, A. 1998. *Environmental taxation and economic instruments for forestry management in the Congo Basin*. (Unpublished draft of forthcoming publication of the International Institute for Environment and Development [IIED]).
Kishor, N. M. and Constantino, L. F. 1993. Forest management and competing land uses: an economic analysis for Costa Rica. LATEN Dissemination Note 7, Latin America Technical Department, Environment Division, The World Bank. Washington, D.C.: The World Bank.
Kollert, W., Uebelhöt, K., and Kleine, M. 1995. Financial analysis of natural forest management on a sustained-yield basis: a case study for Deramakot Forest Reserve in Report No.200, GTZ Malaysian-German Sustainable Forest Management Project. Sabah, Malaysia: Jabatan Perhutanan (Forestry Department) and Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).
MacArthur, R.H., MacArthur, J.V., and Peer, J. 1962. On bird species diversity. *Ecology* **42**: 594-598.
Mendoza, G.A. and Ayemou, A.O. 1992. Analysis of some forest management strategies in Cote d'Ivoire: a regional case study. *Forest Ecology and Management* **47**: 149-174.
Muller, E. J. 1995. Personal communication. President, De Surinaamsche Bank NV. December.
Pacheco, P. 1998. *Estilos de desarrollo, deforestación y degradación de los bosques en las tierras bajas de Bolivia.* Serie Bosques y Sociedad No. 2. Center for International Forestry Research (CIFOR), Centro de Estudios para el Desarrollo Laboral y Agrario (CEDLA), Taller de Iniciativas en Estudios Rurales y Reforma Agraria (TIERRA). La Paz, Bolivia: CIFOR/CEDLA/TIERRA.
Paris, R. and Ruzicka, I. 1991. *Barking up the wrong tree: the role of rent appropriation in sustainable tropical forest management.* Asian Development Bank (ADB), Environment Office Occasional Paper No. 1. Manila: ADB.
Pearce, D., Putz, F., and Vanclay, J.K. 1999. A sustainable forest future. Global Environmental Change Working Paper 99-15. London: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE).
Petterson, J. 1998. Unpublished Fact Sheet. The Nature Conservancy Bolivia and partners sign agreement on climate change project: corporations invest in forest protection, potential carbon emission credits. March 3. Washington, D.C.: The Nature Conservancy.
Reid, J.W. and Howard, A.F. 1994. *Economic analysis of the proposed timber concession at Arroyo Colorado: Are there incentives for management?* Report to the U.S. Agency for International Development. Washington, D.C.: Conservation International.
Reid, J.W. and Rice, R.E. 1997. Assessing natural forest management as a tool for tropical forest conservation. *Ambio* **25**: 382-386.
Repetto, R. 1988. *Forest for the trees: government policies and the misuse of forest resources.* Washington, D.C.: The World Resources Institute.
Repetto, R. and Gillis, M. (Eds.). 1988. *Public policies and misuse of forest resources.* Cambridge, UK: Cambridge University Press.
Rice, R.E., Gullison, R.E., and Reid, J.W. 1997. Can sustainable management save tropical forests? *Scientific American* **276**(4): 34-39.
Richards, E. M. 1991. The forest *ejidos* of south-east Mexico: a case study of community based sustained yield management. *Commonwealth Forestry Review* **70**(4): 290-311.
Shepherd, G., Brown, D., Richards, M., and Schreckenberg, K. (Eds.). 1998. *The EU tropical forestry sourcebook*. London: The Overseas Development Institute.

Silva, J., de Carvalho, J., do C.A. Lopez, J., de Almeida, B.F., Costa, D., de Oliveira, L.C., Vanclay, J.K., and Skovsgaard, J.P. 1995. Growth and yield of a tropical rainforest in the Brazilian Amazon: thirteen years after logging. *Forest Ecology and Management* **71**: 267-274.
Sparrow, H.R., Sisk, T.D., Ehrlich, P.R., and Murphy, D.D. 1994. Techniques and guidelines for monitoring Neotropical butterflies. *Conservation Biology* **8**: 800-809.
Stewart, R. 1992. An economic study of Costa Rica's forestry sector. Draft Report. Academia de Centro America. San José.
Stone, S. 1996. *Economic trends in the timber industry of the Brazilian Amazon: evidence from Paragominas.* Collaborative Research in the Economics of Environment and Development (CREED), Working Paper No. 6. London: International Institute for Environment and Development (IIED).
Sugal, C.A. and Mittermeier, R.A. 1999. *Transnational logging investments in the major tropical wilderness areas: recent trends provide opportunities for conservation.* Conservation International Policy Brief, No. 2. Washington, D.C.: Conservation International.
Toledo, E. 1997. International Tropical Timber Organization. 1997. New species for utilization. *Tropical Forest Update* **7**(4) Yokohama, Japan: ITTO.
Uhl, C., Veríssimo, A., Mattos, M., Brandino, Z., and Vieira, I. 1991. Social, economic, and ecological consequences of selective logging in an Amazon frontier: the case of Tailândia. *Forest Ecology and Management* **46**: 243-273.
Uhl, C., Barreto, P., Veríssimo, A., Vidal, E. Amaral, P., Barros, A. C., Johns, J., and Gerwin, J. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon: an integrated research approach. *BioScience* **47**: 160-168.
Varangis, P. 1992. *Tropical timber prices: own price trends and comparisons among them and with other timber prices.* Unpublished internal report. Washington, D.C.: The World Bank.
Varangis, P. N., Crossley, R., and Primo Braga, C. A. 1995. *Is there a commercial case for tropical timber certification?* Working Paper No. 1479. The World Bank, International Economics Department, Commodity Policy and Analysis Unit. Washington, D.C.: The World Bank.
Veríssimo, A., Barreto, P., Tarrifa, R., and Uhl, C. 1995. Extraction of a high-value natural resource from Amazonia: the case of mahogany. *Forest Ecology and Management* **72**: 39-60.
Vincent, J. R. 1995. Timber trade, economics, and tropical forest management. In B.R. Primack and T.E. Lovejoy (Eds.). *Ecology, conservation, and management of southeast Asian rainforests*. p. 241-262. New Haven, CT: Yale University Press.
Webster, C. and Proper de Callejon, D. 1998. *Precious woods, Ltd.: a case study from "The business of sustainable forestry."* Chicago: John D. and Catherine T. MacArthur Foundation.
Weins, T. 1993. The economic cost of promoting value-added processing. In E. D'Silva and S. Appanah (Eds.). *Forestry management for sustainable development*. Economic Development Institute Policy Seminar Report No.32. Washington, D.C.: The World Bank.
Weins, T., Blakeney, K. J., Douglas, J., Krutilla, J.V., Leaver, B., Sayer, J., and Vincent, J. 1992. *Malaysia forestry subsector study*. Draft report. Washington, D.C.: The World Bank.
Whitmore, T.C. 1984. *Tropical rain forests of the Far East*. 2nd ed. NY: Oxford University Press.
Wijewardana, D. 1998. Criteria and indicators for sustainable forest management. *Tropical Forest Update* **8**(3): 4-6. Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization (ITTO).
Winterbottom, R. 1990. *Taking stock: the Tropical Forestry Action Plan after five years*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
World Bank. 1989. *Philippines: environment and natural resource management study*. A World Bank Country Study. Washington, D.C.: The World Bank.
World Bank. 2001. Commodities Price Data. Development Economics/Prospects Group, Commodities Team.
(WWF/WCMC) World Wildlife Fund and World Conservation Monitoring Center. 1996. *WWF World Forest Map 1996*.

CONSERVATION INTERNATIONAL

Conservation International
1919 M Street, NW
Suite 600
Washington, DC 20036

TELEPHONE
800.406.2306
202.912.1030 FAX

E-MAIL
newmember@conservation.org

www.conservation.org
www.cabs.conservation.org