

# Biodiversidad Vegetal en bosques manejados

¿Cuáles características de los bosques húmedos tropicales deben ser tomadas en cuenta al momento de establecer estudios de biodiversidad vegetal en bosques manejados para producción de madera?

Diego Delgado  
Bryan Finegan

## Resumen

El futuro de una proporción importante de la biodiversidad tropical depende de la forma en que se manejan los bosques para producción. Pocos estudios, sin embargo, han enfocado los efectos del manejo sobre la biodiversidad del bosque. En este artículo, se señalan algunas de las características de los bosques húmedos tropicales que deben ser tomadas en cuenta al momento de establecer estudios de biodiversidad vegetal en bosques manejados para producción de madera. Entre los aspectos a considerar están la gran riqueza de especies -principalmente no arbóreas de sotobosque-, presentes en estos ecosistemas (diversidad  $\delta$ ), la poca abundancia de muchas de estas especies en muestras de áreas pequeñas y las variaciones florísticas que ocurren, a escala local, por cambios en las condiciones de sustrato, o por el establecimiento de gradientes de perturbación dentro del bosque (diversidad  $\beta$ ). Se tiene que tomar en cuenta además, que el grado de perturbación encontrado en un bosque manejado es muy diferente al que se presenta en un bosque sujeto solo a perturbaciones naturales; razón por la cual, es necesario evaluar la biodiversidad dentro de los distintos ambientes que resultan de las operaciones de manejo (p.e caminos y patios de acopio). Al final del artículo, se describe la metodología que actualmente emplea CATIE para evaluar la biodiversidad vegetal en un bosque primario sometido a manejo para producción de madera, en donde se trata de medir, para distintas categorías de tamaño de la vegetación, el impacto del aprovechamiento y la aplicación de los tratamientos silviculturales.

## Summary

The future of a significant proportion of tropical biodiversity may depend on the way in which production forests are managed. Few studies have examined the effects of management on the plant biodiversity of tropical forests, however. Some characteristics of tropical rain forests that deserve consideration for plant diversity studies in forest managed for timber production are presented. Among the issues to be considered are: (1) species richness, particularly understorey non timber species present in these ecosystems ( $\delta$ -diversity); (2) rareness of most of the species in small sample plots; (3) and the floristic variations that occur in local scale as caused by soil conditions or disturbance gradients within the forest stand ( $\beta$ -diversity). Because the disturbance level found within managed forests is different from that experienced in unmanaged forests it should also be taken into account. Monitoring biodiversity in areas resulting from forest management activities (e.g. roads and stocking areas) is of particular interest in these forests. At the end of the article, we describe the methodology presently used by CATIE to evaluate plant biodiversity in a managed primary forest for timber production, in which the impact of logging and silvicultural treatments is assessed for different plant size categories.

**Palabras clave:** bosque tropical húmedo, manejo forestal, producción de madera, aprovechamiento forestal, biodiversidad.

La gran diversidad biológica de los bosques húmedos tropicales constituye una de las razones principales por las cuales su conservación tiene una alta prioridad a nivel mundial. En el pasado, el concepto de conservación estaba asociado a la simple protección frente a cualquier uso. Actualmente, sin embargo, existe un amplio consenso de que es posible manejar el bosque tropical para la producción de madera y otros productos manteniendo una considerable diversidad biológica.

Desde el punto de vista biofísico, este último planteamiento se basa en la capacidad que muestran los bosques para recobrase de disturbios localizados y periódicos, como tormentas, huracanes, deslizamientos y -en bosques libres de tales perturbaciones drásticas- la muerte y caída de árboles (Whitmore 1995). Se considera que una remoción selectiva de un pequeño volumen de árboles maderables, y la subsecuente protección del bosque para permitir la regeneración de un producto que es cosechado después de varias décadas, constituye una forma de perturbación que es compatible con la conservación de mucha de la biodiversidad de los bosques (Sayer y Wegge 1992).

Es claro, sin embargo, que todavía no somos capaces de predecir cómo la biodiversidad puede afectarse como resultado de perturbaciones naturales o humanas en cualquier escala, ya sea en el espacio o en el tiempo. Así pues, la comunidad científica propone hoy una estrategia de conservación basada en el establecimiento de áreas permanentes de bosque manejado, que complementan las áreas estrictamente protegidas. No obstante, faltan estudios que demuestran cómo el manejo del bosque puede contribuir a conservar la biodiversidad.

El presente artículo pretende mostrar algunas de las características ecológicas más importantes de la vegeta-

ción de los bosques húmedos tropicales y las implicaciones que estas tienen para el establecimiento de investigaciones sobre biodiversidad vegetal en bosques manejados. Se establece además, el efecto del manejo para producción de madera sobre el ambiente en general en los bosques tropicales. Finalmente, se muestra la metodología que actualmente emplea el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) para determinar el impacto del manejo para producción de madera sobre la comunidad de plantas de un bosque húmedo tropical de tierras bajas en Costa Rica.

### Diversidad y biodiversidad

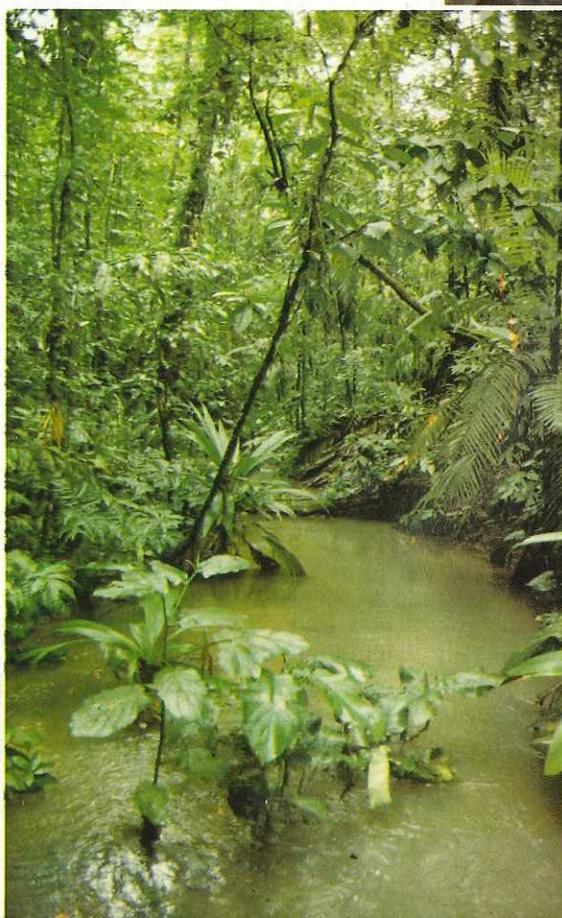
Los términos diversidad y biodiversidad a veces se usan como si fueran sinónimos—de hecho, el término biodiversidad fue derivado de diversidad biológica. Sin embargo, en el sentido estricto, es mejor considerarlos, si no como conceptos diferentes, al menos como dos formas diferentes de enfocar el mismo fenómeno; la diferencia es particularmente importante dentro del marco de la investigación y el monitoreo.

*Biodiversidad* es un concepto muy general y abarcador (y por lo tanto, difícil de medir), cuya importancia principal radica, quizás, en su carácter unificador en los esfuerzos por lograr un buen manejo de los recursos naturales del mundo. *Diversidad* es un concepto mucho más concreto de las ciencias ecológicas, para cuya medición e interpretación existe una gran cantidad de métodos e información de base.

Detallemos algunas de las diferencias entre estos dos conceptos. Biodiversidad abarca la variedad y variabilidad entre organismos vivos y los sistemas ecológicos en que ellos ocurren, refiriéndose a tres niveles jerárquicos: diversidad de ecosistemas, diversidad de especies y diversidad genética (Heywood *et al.* 1995). Para la investigación y el monitoreo, debe quedar claro que biodiversidad no es un concepto *operacional* (Boyle y Sayer 1995). Dentro del contexto de la evaluación de la biodiversidad, se debe entonces acudir a conceptos y métodos ecológicos más tradicionales (realizando también adaptaciones de ellos) que permitan enfocar algún componente relevante de la biodiversidad. Entre tales conceptos y métodos figuran los que tratan el tema de diversidad.

Aunque no existe acuerdo sobre una definición precisa del término *diversidad*, dos elementos están involucrados: riqueza de especies—el número de especies  $S$  dentro de la comunidad—y equidad, es decir, la variabilidad de la contribución de las diferentes especies a la comunidad, usualmente expresada en términos de la abundancia relativa de cada una (Greig-Smith 1983). La consideración de la equidad junto con la riqueza de especies es el fundamento del cálculo de los denominados índices de diversidad, de los cuales existen varios (p.e. Greig-Smith 1983). Para mencionar un ejemplo de cómo el concepto de biodiversidad se hace operacional a través de la aplicación de estos conceptos ecológicos tradicionales, se tiene que muchas evaluaciones de biodiversidad, especialmente las de gran alcance geográfico, se reducen a simples conteos de especies—a determinaciones de la riqueza de especies (Heywood *et al.* 1995, Meffe y Carroll 1997).

Como siempre, en ecología, se precisa ser exacto respecto a la escala espacial bajo discusión. Al evaluar la diversidad ecológica, Whittaker (1970) definió diferentes tipos de diversidad en relación con la escala espacial de estudio: diversidad  $\alpha$ , que es la encontrada en un solo punto en el espacio,



*Para un verdadero manejo integrado que contemple objetivos de producción y conservación es necesario estudiar y comprender la reacción de los bosques tropicales ante la intervención humana a nivel de toda la comunidad vegetal.*

*La variación espacial de hábitats, creados por las actividades de manejo, y las variaciones propias del sitio determinan la diferenciación de comunidades dentro del bosque (diversidad  $\beta$ ). (Fotos: B. Finegan).*

siendo en la práctica más útil tomarla como la riqueza o diversidad de especies que existe en una sola comunidad, y diversidad  $\beta$ , que surge cuando nos movemos fuera de ese punto, a lo largo de un gradiente ambiental, pasando por diferentes comunidades. En la práctica, es útil concebir la diversidad  $\beta$  como el número o la diversidad de comunidades diferentes dentro de un paisaje.

Aunque dentro del contexto de la Biología de la Conservación, los enfoques anteriores de diversidad ecológica pueden aplicarse sin modificaciones a estudios de biodiversidad (Meffe y Carroll 1997), a veces precisa modificarlos un poco. Pielou (1995) nos recuerda que el estudio de la biodiversidad debe considerarse una disciplina aplicada ubicada dentro del contexto del manejo sostenible de los recursos naturales, en contraposición al carácter esencialmente académico del estudio de la diversidad ecológica. Los requerimientos para el estudio de la biodiversidad pueden ir más allá de los de la diversidad ecológica; daremos solo un ejemplo. Para el estudio de la diversidad ecológica a nivel de especie, la importancia o valor de cada especie se mide solamente en términos de su abundancia, biomasa o alguna otra medida apropiada. En cambio, para algunos propósitos, las evaluaciones de biodiversidad deben ponderar cada especie; por ejemplo, para fines de identificación de áreas prioritarias para la conservación, las especies endémicas o de distribución geográfica limitada pueden considerarse más importantes que las especies de distribución geográfica amplia (ICBP 1992). Así mismo, es deseable que las evaluaciones de la biodiversidad en bosques manejados para producción no se conformen con determinar solo riqueza de especies, sino que también les asignen mayor valor a las especies dependientes del bosque, que aquellas especies adaptadas a sitios abiertos, que ingresan al bosque o que aumentan su abundancia cuando el bosque es aprovechado.

#### **Determinación de la riqueza, composición y diversidad florística**

La riqueza de especies, la diversidad y la composición de la comunidad son tres de los componentes de la biodiversidad que pueden ser estudiados con relativa facilidad a través de la

aplicación de conceptos y métodos del estudio de la diversidad ecológica.

Libros completos se han dedicado a los diferentes procedimientos para el análisis cuantitativo de tales características de las comunidades, y no intentaremos una revisión del tema aquí. Sin embargo, se requiere identificar aquellas características particulares de los bosques húmedos tropicales que condicionan fuertemente las opciones metodológicas para establecer su riqueza, diversidad y composición; condiciones que varían en el espacio y el tiempo en relación con diferentes factores ambientales, incluyendo la perturbación.

“Es deseable que las evaluaciones de la biodiversidad en bosques manejados para producción no se conformen solo con determinar la riqueza de especies”.

Un primer aspecto a considerar es la gran riqueza de especies que muestran los bosques húmedos tropicales. Estos ecosistemas representan, por unidad de área, las comunidades naturales terrestres más ricas en especies vegetales (o sea, de diversidad  $\delta$ ). Existen muy pocos sitios cuya biodiversidad vegetal total ha sido estudiada en forma detallada; este es el caso de la Estación Biológica La Selva, en Costa Rica (Hammel 1990); la Isla de Barro Colorado, en Panamá (Foster y Hubbell 1990); y el área que circunda la Estación Biológica Cocha Cashu en el Parque Nacional Manú, en la amazonía peruana (Foster 1990). Estos estudios han adelantado el entendimiento científico de las comunidades vegetales de los bosques húmedos tropicales y han mostrado que estos ecosistemas no solamente tienen más especies de árboles por unidad de superficie que cualquier otro tipo de vegetación, sino que se muestran excepcionalmente ricos en especies no arbóreas, como epífitas, lianas, arbustos y helechos.

En términos generales, la diversi-

dad  $\delta$  de la vegetación de los bosques tropicales de elevaciones bajas, en parcelas pequeñas de estudio, aumenta conforme aumenta la precipitación anual (Gentry 1982, Clinebell *et al.* 1995) y es poco afectada por las condiciones de suelo (Clinebell *et al.* 1995).

Es un hecho también, que el mayor número de especies por unidad de área en los bosques húmedos tropicales no se encuentra en el estrato arbóreo, sino más bien en el sotobosque, lo que condiciona el estudio de la biodiversidad vegetal, obligando al investigador a considerar tanto la comunidad arbórea (el enfoque tradicional) como las especies no arbóreas del sotobosque.

Otro aspecto importante de estos bosques es que una proporción significativa de las especies encontradas en estudios de comunidades vegetales son representadas por uno o muy pocos individuos (ver Hubbell y Foster 1987). Tales especies, por supuesto, son tan importantes como las comunes en la determinación de la riqueza y diversidad de la comunidad, y dentro del contexto de la conservación de la biodiversidad, son hasta más importantes que las comunes (Meffe y Carroll 1997). Sin embargo, es poco lo que puede decirse de estas especies escasas en términos ecológicos, más allá del hecho de que están presentes. Si el objetivo de un estudio no es la determinación de la riqueza y diversidad, sino la identificación de diferentes tipos de bosque con base en su composición, es usual eliminar las especies escasas de las bases de datos porque aportan muy poca información al análisis (Greig-Smith 1983).

En consecuencia, para conocer ciertas características de las especies escasas, como sus requerimientos de suelo o su biología reproductiva, se deben tomar medidas para obtener tamaños adecuados de poblaciones de tales especies. En muchos de los casos, y dependiendo de las condiciones particulares de los sitios en estudio, esto significaría incrementar el número de sitios a evaluar, el área de parcelas de estudio, el largo de un transecto, -o la cantidad de parcelas y transectos- o bien, descartar la delimitación de áreas por parcelas o transectos y hacer muestreos o censos de áreas grandes de terreno (Clark *et al.* 1995).

Es necesario considerar además, que la gran riqueza y diversidad de es-

pecies vegetales no es la única característica que hace especiales a estos bosques; también son únicos con respecto a su *composición* (característica que podemos medir en términos de las familias, géneros y especies presentes). Es importante tomar en cuenta la composición al evaluar aspectos como los efectos de la intervención sobre los bosques húmedos tropicales, pues la composición y la riqueza pueden variar de forma independiente. En bosques secundarios, por ejemplo, la riqueza de especies vegetales en parcelas pequeñas puede rápidamente igualar a la de los bosques primarios, pero su composición sigue siendo completamente diferente (Finegan 1996).

Los estudios de biodiversidad vegetal en bosques deben contemplar la diversidad  $\beta$ , que representa la biodiversidad a nivel de ecosistemas. A escala local, dentro de un bosque determinado, esa biodiversidad podría originarse de la diferenciación de comunidades que resultan de las variaciones de substratos donde se establecen (un ejemplo puede ser hallado en Clark *et al.* 1995) variaciones locales marcadas por topografía y microtopografía, o como resultado de perturbaciones drásticas, ya sean naturales como en el caso de huracanes y deslizamientos, o antropogénicas. Para estudios de riqueza y diversidad a nivel de especies (diversidad  $\delta$ ), es necesario tener presente siempre los gradientes ambientales naturales de cada sitio (zonas pantanosas, riachuelos, suelos con diferente nivel de fertilidad -o de drenaje) y su historial de perturbación (zonas afectadas por incendios, deslizamientos, aprovechamientos) y estratificar el bosque de acuerdo con la variación de la composición en relación con estos gradientes. La diversidad  $\delta$  debe medirse dentro de cada estrato.

### Efectos de la intervención

Existen pocas investigaciones ecológicas y publicaciones disponibles en torno al tema de los efectos del manejo para producción. La revisión reciente de Johns (1997) muestra que los avances en el entendimiento de la

relación entre el manejo forestal y algunos grupos de vertebrados han sido significativos, mientras que la situación de la biodiversidad de invertebrados, así como la de plantas, es mucho más incierta.

Aparte de las consideraciones señaladas, los bosques tropicales manejados para producción de madera muestran características particulares con respecto a los bosques no intervenidos;



La proporción de hábitats perturbados en un bosque manejado para producción de madera es por lo general mayor a la que presenta un bosque no intervenido. (Foto: B. Finegan)

por lo tanto, para establecer estudios sobre variaciones en la biodiversidad vegetal es necesario tener en cuenta diferenciación de ambientes que resulta de la ejecución de las distintas operaciones de manejo.

El manejo para fines de producción de madera cambia las características florísticas del bosque porque algunas de las operaciones que lo constituyen son *perturbaciones*, es decir, sucesos bien delimitados en el tiempo, que provocan cambios en las características del rodal afectado, ya sea en su estruc-

tura, disponibilidad de recursos o ambiente físico (Pickett y White 1985).

En el bosque natural, la caída de árboles o su muerte en pie forma claros en el dosel que provocan una respuesta de la vegetación. La perturbación que representa la formación de claros, es parte integral de la dinámica del bosque y su frecuencia contribuye a la determinación de la composición florística del mismo. Un bosque manejado tiene un régimen de perturbación diferente a la del bosque original debido a las operaciones de aprovechamiento y silvicultura ejecutadas. El primer caso, existe una mayor variedad de tipos de hábitat pues se introducen algunos nuevos, como por ejemplo las áreas de camino para arrastre de trozas. Los sitios perturbados de un bosque aprovechado representan una extensión mucho más grande de hábitats apropiados para la regeneración de especies heliófitas que la que se encuentra en un bosque no aprovechado; así mismo, representan un hábitat probablemente mucho menos apropiado para muchas especies típicas de los rodales sin perturbación reciente del bosque. Además, siempre ocurrirán cosas impredecibles; por ejemplo, algunas especies de sotobosque de bosques cerrados pueden también aumentar su abundancia después de la apertura del dosel.

Para propósitos de un verdadero manejo integrado, que contemple objetivos de producción y conservación, es necesario entonces estudiar y comprender la reacción de los bosques tropicales ante la intervención humana a nivel de toda la comunidad vegetal y no sólo en términos de las especies de interés para la producción, ya sean maderables o no maderables. Muy pocas investigaciones, sin embargo, han enfocado esta problemática.

### Metodología

Es una realidad que estudios como los que se proponen en este artículo no pueden lograr sus objetivos si no hay una identificación botánica confiable, a nivel de especie y de las plantas de interés, lo cual implica la participación en el trabajo de un especialista.

Los procedimientos exactos para lograr la identificación botánica están más allá del alcance del presente trabajo, pero son importantes dos consideraciones básicas:

- Para la determinación de la riqueza y diversidad de especies no son adecuadas las identificaciones por nombre común porque en muchos casos un solo nombre abarca una cantidad desconocida de especies diferentes.
- Cuando se cuenta con listados de nombres científicos que supuestamente tienen correspondencia con nombres comunes es necesaria siempre la verificación de un especialista.

#### • El sitio de estudio

A partir de 1988 el CATIE realiza estudios florísticos en parcelas permanentes de muestreo, en el Sitio Clave de Investigación *La Tirimbina* (10°24'N; 84°06'W). En términos generales, el bosque en Tirimbina representa una unidad típica para el manejo forestal en Costa Rica.

Los suelos son Ultisoles, profundos, ácidos, bien drenados y de muy baja fertilidad. El paisaje del sitio es de colinas bajas y se han identificado variaciones importantes de substrato que responden a un gradiente topográfico (Mata 1997). Esta diferenciación de suelos en Tirimbina constituye uno de los gradientes ambientales naturales más importantes del bosque, el cual es considerado en los estudios florísticos que más adelante se describirán.

En Tirimbina, el área de bosque sometido a manejo para producción de madera representa a la vez un experimento formal, dentro del cual se tienen establecidas parcelas permanentes de muestreo (PPM) de 1,0 ha (100 m x 100 m), divididas cada una en 25 subparcelas de 20 m x 20 m. Esta metodología estándar para estudios de crecimiento y rendimiento en bosques tropicales fue adaptada para las necesidades del estudio de biodiversidad vegetal, como se describe a continuación.

#### • Determinación de categorías

En Tirimbina se decidió enfocar por separado dos clases de tamaño de vegetación: plantas  $\geq 10$  cm de dap y plantas de sotobosque ( $\geq 2,5 \leq 9,9$  cm de dap). Esta división se hizo porque las operaciones de manejo ejecutadas -que son las que comúnmente se aplican en los bosques latifoliados de Centroamérica- podrían tener un efecto diferente en la

vegetación, dependiendo de su tamaño. Por ejemplo, como parte de los tratamientos silviculturales aplicados, se considera la eliminación de árboles  $\geq 10$  cm de dap, de bajo valor comercial y que competirían con árboles de futura cosecha, así como la eliminación total de árboles no comerciales  $\geq 40$  cm de dap, excepto los de valor ecológico.

Los efectos sobre la masa arbórea  $\geq 10$  cm de dap serían, por tanto, más directos que los que experimentarían otros componentes del bosque, como por ejemplo la comunidad de plantas de sotobosque. Este último grupo de plantas, se vería afectado tanto por la caída de los árboles cosechados y su arrastre hacia las pistas, como por la caída de fragmentos de ramas, troncos y copas de los árboles que fueron anillados durante la aplicación del tratamiento silvi-

“El aprovechamiento y la ejecución de tratamientos silviculturales producen una mayor extensión de sitios abiertos, como claros, y a la vez, introducen condiciones que no existen en bosques no intervenidos, tal es el caso de los caminos y pistas de arrastre”.

cultural. Como ya se discutió en secciones anteriores, ambos grupos de plantas muestran niveles distintos de biodiversidad, aspecto que se debe considerar al evaluar el efecto del manejo.

#### • Plantas $\geq 10$ cm de dap.

La evaluación del impacto del aprovechamiento y la aplicación de los tratamientos silviculturales sobre la vegetación arbórea parte de la adaptación de la metodología estándar para estudios en parcelas permanentes: identificar todos los individuos  $\geq 10$  cm de dap en cada una de las PPMs de 1 ha.

Como es tradicional, a cada uno de los individuos se les mide el dap, se marcan en el punto de medición y se les identifica con un código numerado.

Como parte del proceso de investigación, las parcelas se evalúan periódicamente. En cada medición, se identifican, se marcan y se miden los reclutas al rodal  $\geq 10$  cm dap, así como los árboles muertos y la causa de su muerte: por aprovechamiento, muerte natural, o por causa del tratamiento silvicultural; lo que permite distinguir entre dinámica natural del bosque y procesos inducidos por la intervención.

Con el propósito de relacionar los parámetros florísticos a la variación natural ambiental (en este caso topografía), se determinó la ubicación topográfica de las subparcelas de 20 m x 20 m en que se dividen las PPMs en términos de tres categorías: cima, ladera y bajos de ladera (ver infografía). Las categorías fueron establecidas según criterios de ubicación de la subparcela en la colina. El considerar la ubicación de las subparcelas dentro del gradiente topográfico permite determinar la diversidad  $\beta$  (entre distintas comunidades) que se establece en sitios como Tirimbina, con variaciones importantes en cuanto a topografía. De este modo, se observa si existen preferencias marcadas de las distintas especies a determinadas categorías topográficas, lo que para efectos prácticos de manejo, permitirá estratificar el bosque de acuerdo con criterios como: sitios de mayor o menor riqueza de especies; o con composiciones florísticas distintas.

Esta estratificación del bosque o diversidad  $\beta$ , permitirá al forestal evaluar la necesidad de desarrollar diferentes alternativas de manejo para cada uno de los estratos establecidos, de tal manera que se consideren tanto aspectos de producción como de conservación.

#### • Plantas de sotobosque

Para determinar el impacto de la intervención sobre la comunidad de plantas del sotobosque se siguen algunos de los criterios propuestos por Gentry (1982) para estudios de riqueza de especies en bosques primarios no intervenidos; criterios elaborados tomando en cuenta las consideraciones sobre bosques tropicales señaladas anteriormente.

La metodología propuesta para determinar la biodiversidad vegetal de plantas de sotobosque en Tirimbina se ajusta a las condiciones particulares del bosque manejado y procura considerar toda la variación posible de hábi-

tats propios de un bosque aprovechado y tratado silviculturalmente; de este modo, en lugar de los transectos utilizados en los estudios de Gentry, se tienen establecidas subparcelas de 5 m x 5 m distribuidas en forma aleatoria dentro de cada una de las PPM. En total existen 80 de estas subparcelas (0,2 ha) por PPM. Dentro de cada subparcela de 5 m x 5 m, se localiza e identifica toda planta  $\geq 2,5 \leq 9,9$  cm de dap enraizada dentro. La muestra incluye árboles, arbustos, lianas, helechos, algunas hierbas grandes y palmas.

A cada individuo se le mide el diámetro a 1,3 m de altura y se le coloca una etiqueta sostenida por un clavo de aluminio, 20 cm arriba del punto de medición, la cual lleva un código numérico para su identificación en evaluaciones posteriores, esto permite determinar los individuos muertos y los reclutas.

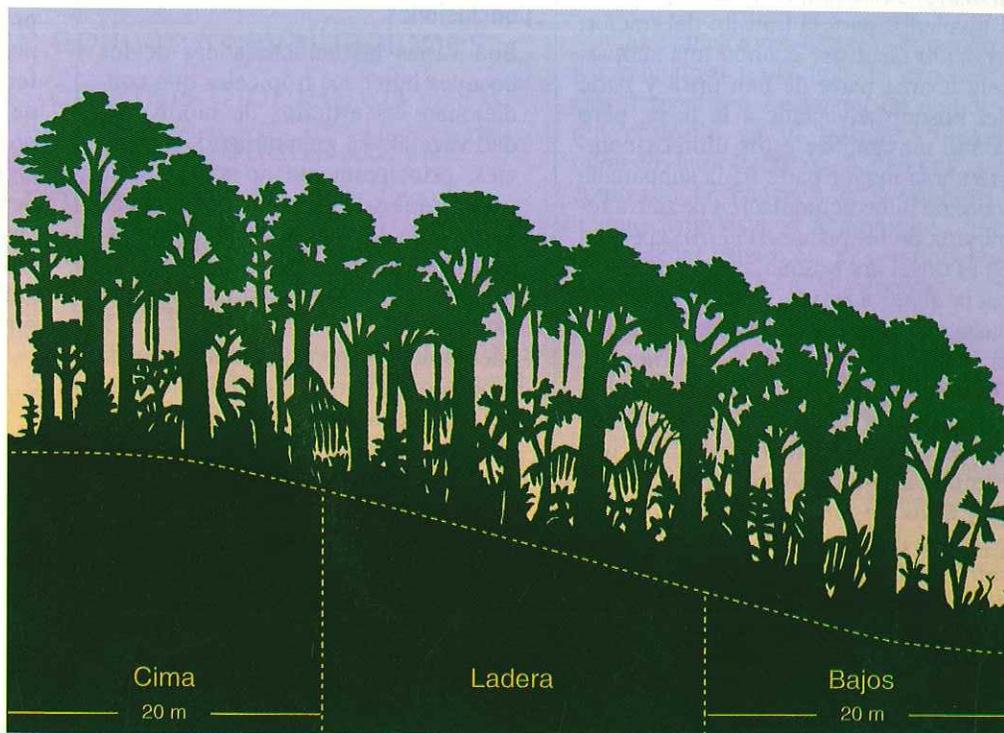
Las lianas que enraízan dentro de la subparcela, pero ascienden fuera de ella, son medidas en la parte más gruesa del tallo ubicado dentro de la subparcela (y en el caso de que asciendan dentro de la subparcela, la medición se realiza a una altura que no sobrepasa los 2 m). Exactamente en esa parte del tallo se coloca la etiqueta con la identificación. Para las plantas ramificadas por debajo de 1,3 m se mide cada tallo  $\geq 2,5 \leq 9,9$  cm de dap, considerándose sin embargo que cada uno pertenece al mismo individuo. Para la determinación de un individuo (particularmente problemático en lianas y algunas palmas) se considera que grupos de tallos de lianas interconectadas entre sí constituyen un solo individuo, lo mismo que grupos de tallos de palmas que presentan una base común (por ejemplo para algunas especies de los géneros *Bactris*, *Geonoma* y *Prestoea*). Para este tipo de palmas, cada tallo  $\geq 2,5 \leq 9,9$  es registrado y marcado.

Cada individuo es además categorizado dependiendo de su posición en el dosel una vez adulto; de este modo, se establecen 4 categorías: *sotobosque* (individuo adulto con menos de 5 m de altura), *intermedio* (individuo entre 5 y

25 m a la madurez), *subdosel* (entre 25 y 35 m de altura), *emergente* (si en la condición de adulto el individuo es capaz de alcanzar más de 35 m de altura), y finalmente, *liana*. La diferenciación de estos grupos de plantas, en estudios de estructuras de comunidades vegetales, se realiza con base en el conocimiento de que los grupos mantienen diferentes relaciones con otros organismos. Por ejemplo, existen estudios que demuestran que el sotobosque contiene una fauna diferente a la del dosel (p.e.

que bajo (adulto de menos de 6 m de altura), estableciéndose además, dentro de estos tres grandes grupos, las categorías de palmas con un solo tallo y palmas con tallos múltiples o clonales.

Esta diferencia se hace para relacionar mejor el efecto de la intervención del bosque sobre la comunidad de palmas. Se puede argumentar que la caída de detrito de los árboles muertos, cuya magnitud se incrementa por causa del anillamiento de árboles, representa un peligro mucho mayor para las



Categorías topográficas según ubicación de subparcelas.

McClearn *et al.* 1994); muchas especies de insectos, pájaros y mamíferos están restringidos al sotobosque y sus plantas constituyen la fuente principal de alimento.

El efecto que tenga el manejo sobre estos grupos de plantas afectará en forma directa o indirecta la provisión de recursos para la comunidad faunística del bosque, siendo importante entonces el considerar su respuesta a la intervención.

En el caso de las palmas, se diferencian las siguientes categorías (de acuerdo a los criterios dados por Kahn y Mejía 1991): palma arborescente (individuo adulto con más de 10 m de altura), palma de sotobosque alto (adulto de 6 – 10 m de alto), palma de sotobos-

palmas arborescentes -en la gran mayoría de los casos, de un tallo por individuo- que para las clonales de sotobosque. En las primeras, la quebradura de un tallo provocará la muerte del individuo, en cambio, en algunas especies clonales de sotobosque, los tallos tienden a ser flexibles y pueden doblarse hacia arriba y seguir creciendo después de ser aplastados por un objeto caído. En las especies clonales, aún cuando muere un tallo, el individuo no muere, además, la mayor entrada de luz al sotobosque durante un período corto después de la aplicación del tratamiento silvicultural podría provocar una mayor producción de tallos nuevos, así sucede con ciertas especies clonales del género *Geonoma*.

Además, los registros consideran tanto la variación ambiental natural como la inducida por las operaciones de manejo del bosque. Al igual que para las subparcelas de 20 m x 20 m de las PPMs, se determinó la ubicación de cada subparcela de 5 m x 5 m de acuerdo al gradiente topográfico del sitio.

En relación con la intervención del bosque, se registra en cada medición el tipo de hábitat en que se encuentra establecida la subparcela. Los hábitats considerados son: 1) *camino o pista de arrastre*: sitios limpiados de vegetación y nivelados para el tránsito del tractor; 2) *orilla de pista*: cuando una subparcela abarca parte de una pista y parte del bosque adyacente a la pista, pero donde ninguno de estos últimos comprende la mayor parte de la subparcela y donde hubo acumulación de tierra removida de las pistas; 3) *claro*: apertura en el dosel del bosque, que se extiende hacia abajo a través de todo el follaje hasta una altura promedio de 2 m sobre el suelo; 4) *fase de reconstrucción*: subparcelas ubicadas en mediciones anteriores en claros y cuya vegetación se encuentra en plena recuperación, con una altura promedio mayor a 2 m; y 5) *sitios sin perturbación del sotobosque*: que no han sufrido la remoción del sotobosque, ya sea por la construcción del camino o por la formación de claros producto de la caída de árboles o frag-

mentos de árboles. De esta forma, se puede establecer el efecto del manejo sobre el ambiente en general del bosque y sobre la vegetación que se establece en los sitios específicos que resultan de la intervención.

Este tamaño de subparcela para el análisis de hábitats presenta una desventaja porque en ocasiones su área resulta mayor que la del hábitat en consideración. Esto se observó principalmente en el caso de los claros, caminos y orillas.

### Conclusiones

- Son varias las características de los bosques húmedos tropicales que condicionan los estudios de biodiversidad vegetal. El gran número de especies, principalmente no arbóreas de sotobosque y la escasa abundancia de la mayoría de estas especies en muestras de áreas pequeñas, constituyen limitantes importantes en este tipo de estudios.
- Metodologías para el estudio de la biodiversidad vegetal en bosques manejados deben considerar no solo las especies de árbol, sino también, del sotobosque. Deben además procurar la obtención de tamaños apropiados de poblaciones de especies para estudios de dinámica y que permitan relacionar los cambios observados a alguna causa específica del manejo.

### Literatura citada

- BOYLE, T.J.B.; SAYER, J.A. 1995. Measuring, monitoring and conserving biodiversity in managed tropical forests. *Commonwealth Forestry Review* 74(1): 20-25.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B.; SANDOVAL, R.; CASTRO, M.V. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* 76: 2581-2594.
- CLINEBELL, R.R.; PHILLIPS, O.L.; GENTRY, A.H.; STARK, N.; ZUURING, H. 1995. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. *Biodiversity and Conservation* 4: 56-90.
- FINEGAN, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first hundred years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 119-124.
- FOSTER, R.B. 1990. The floristic composition of the Río Manú floodplain forest. In Gentry, A.H. ed. *Four neotropical forest*. New Haven, Yale University Press. p. 99-111.
- \_\_\_\_\_, HUBBELL, S.P. 1990. The floristic composition of the Barro Colorado Island forest. In: Gentry, A.H. ed. *Four neotropical forests*. New Haven, Yale University Press. p. 85-98.
- GENTRY, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Ecology* 15: 1-84.
- GREIG-SMITH, P. 1983. *Quantitative plant ecology*. 3era ed Oxford, Blackwell Science Publications. 359 p. (Studies in Ecology, v.9)
- HAMMEL, B. 1990. The distribution of diversity among families, genera and habitat types in the La Selva forest. In Gentry, A.H. (ed). *Four neotropical forest*. New Haven, Yale University Press. p. 75-84.
- HEYWOOD, V.H.; BASTE, I.; GARDNER, K.A.; HINDAR, K.; JONSSON, B.; SCHEI, P. 1995. Introduction. In Heywood, V.H.; Watson, R.T. eds. *Global biodiversity assessment*. Cambridge, Cambridge University Press. p. 5-19.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. 1987. Commonness and rarity in a Neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In Soulé, M.E. ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Mass, Sinauer. p. 205-231.
- INTERNATIONAL COUNCIL FOR BIRD PRESERVATION (ICBP). 1992. *Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation*. Cambridge ICBP. p. 90
- JOHNS, A.G. 1997. *Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forest*. Cambridge University Press, p. 225
- KAHN, F.; MEJIA, K. 1991. The palm communities of two "terra firme" forest in peruvian amazonia. *Principes* 35(1): 22-26.
- MCCLEARN, D.; KOHLER, J.; MCGOWAN, K.J.; CEDEÑO, E.; CARBONE, L.G.; MILLER, D. 1994. *Arboreal and terrestrial mammal trapping on Gigante Peninsula, Barro Colorado Nature Monument, Panama*. *Biotropica* 26(2): 208-213.
- MATA, R. 1997. *Estudio detallado de suelos: área de demostración e investigación La Tirimbina, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica*. San José, Universidad de Costa Rica, Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA). p52.
- MEFFE, G.K.; CARROLL, C.R. 1997. *Principles of conservation biology*. 2da ed. Sunderland, Mass, Sinauer Associates. p729.
- PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. New York, Academic Press. p472.
- PIELOU, E.C. 1995. Biodiversity versus old-style diversity measuring biodiversity for conservation. In: Boyle, T.J.B.; Boontawee, B. (eds). *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests*. Proceedings of a IUFRO Symposium held at Chiang Mai, Thailand Agosto-Setiembre de 1994. Bogor, Indonesia. CIFOR/IUFRO. p 5-17
- SAYER, J.A.; WEGGE, P. 1992. *Biological conservation issues in forest management*. In: Blockhus, J.M.; Dillenbeck, M.; Sayer, J.A.; Wegge, P. (eds). *Conserving biological diversity in managed tropical forests*. Cambridge, England, IUCN. p. 1-12
- WHITMORE, T.C. 1995. *Perspectives in tropical rain forest research*. In Lugo, A.E.; Lowe, C. *Tropical forest: management and ecology*. New York, Springer-Verlag. p. 397-407.
- WHITTAKER, R.H. 1970. *Communities and ecosystems*. New York, Macmillan Company. p. 158.

Diego Delgado  
Bryan Finegan

Cátedra Latinoamericana de Ecología  
en el Manejo de Bosques Tropicales  
CATIE 7170, Turrialba, Costa Rica  
Teléfono: (506) 556 0401  
Fax: (506) 556 2430  
E-mail: ddelgado@catie.ac.cr  
E-mail: bfinegan@catie.ac.cr