

Manual

para el

monitoreo ecológico y productivo

de bosques secundarios latifoliados de Mesoamérica

Fomentado por el:



Ministerio Federal
de Medio Ambiente, Protección de la Naturaleza
y Seguridad Nuclear



PROGRAMA
DE INVESTIGACIÓN SOBRE
Bosques, Árboles y
Agroforestería



Solutions for environment and development
Soluciones para el ambiente y desarrollo

en virtud de una resolución del Parlamento
de la República Federal de Alemania

Serie técnica
Manual técnico no. 143

Manual

para el

monitoreo ecológico y productivo

de bosques secundarios
latifoliados de Mesoamérica

Luis Diego Delgado, Juan José Serrano,
Sergio Vílchez, Jean Pierre Morales

CATIE no asume la responsabilidad por las opiniones y afirmaciones expresadas por los autores en las páginas de este documento. Las ideas de los autores no reflejan necesariamente el punto de vista de la institución. Se autoriza la reproducción parcial o total de la información contenida en este documento, siempre y cuando se cite la fuente.

© Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 2018.

ISBN 978-9977-57-699-2

577.3
D352 Delgado, Luis Diego
Manual para el monitoreo ecológico y productivo de bosques secundarios latifoliados de Mesoamérica / Luis Diego Delgado. – 1ª ed. – Turrialba, Costa Rica : CATIE, 2018. 49 p. : il. – (Serie técnica. Manual técnico / CATIE ; no. 143)

ISBN 978-9977-57-699-2

1. Ecología forestal – Mesoamérica 2. Bosque secundario – Mesoamérica 3. Producción forestal I. Serrano, Juan José II. Vilchez, Sergio III. Morales, Jean Pierre IV. CATIE V. Título VI. Serie.

Un agradecimiento especial a los revisores del documento:
Ph.D Bryan Finegan (Programa Bosques, Biodiversidad y Cambio Climático, CATIE),
Ph.D René Zamora (Iniciativa de Restauración Global, WRI), y
MSc. Mauricio Sánchez (Asesor Nacional para Costa Rica, GIZ) por sus valiosos aportes.

Diseño

Rocío Jiménez Salas
Tecnología de Información y Comunicación, CATIE

Índice



1. Introducción 5



2. La sucesión ecológica en bosques secundarios húmedos de tierras bajas del trópico 7



3. La sucesión ecológica en bosques secundarios tropicales estacionalmente secos 9



4. La sucesión secundaria como estrategia de restauración en paisajes 12



5. El monitoreo de bosques secundarios utilizando el presente manual 15

5.1. El monitoreo ecológico y productivo de bosques secundarios 15
5.2. Propuesta de indicadores para el monitoreo de bosques secundarios: su importancia desde el punto de vista ecológico y productivo 18
5.3. Unidades de muestreo para el monitoreo de indicadores 24
5.4. Consideraciones para la planificación del muestreo 27
5.5. Protocolos para el monitoreo de indicadores en bosques secundarios 30

Literatura 38

ANEXO I 42





I. Introducción

A nivel global, estudios de cambio de uso de la tierra muestran un incremento significativo de la deforestación en los siglos XIX y XX, principalmente en las regiones tropicales. En el periodo 2000-2010 se estima, sólo en el trópico, una pérdida de siete millones de hectáreas de bosque al año, aumentando la superficie agrícola en seis millones de hectáreas anuales (FAO 2016). La dinámica de uso del suelo varía entre regiones, Latinoamérica y el Caribe experimentaron una extensiva deforestación y reforestación a través de la regeneración natural entre 2001 y 2010 (Aide *et al.* 2012). En esos años existió una pérdida neta de -179 405 km² de vegetación leñosa, resultado de -541 835 km² de deforestación y +362 430 km² de reforestación natural. La región de México y América Central tuvo un incremento neto en vegetación leñosa, la mayoría de la cual ocurrió en México (+96 089 km²). Honduras, Costa Rica y El Salvador mostraron una ganancia neta de vegetación leñosa (+3460, +1628 y +586 km², respectivamente) mientras que Guatemala y Nicaragua fueron los países con la mayor pérdida (-3019 y -7961 km², respectivamente) (Aide *et al.* 2012).

Como resultado de los procesos de reforestación natural, bosques nuevos o secundarios se han regenerado en tasas sin precedentes. En la literatura se encuentran múltiples definiciones de bosque secundario (ver Chokkalingam y de Jong 2001, Emrich *et al.* 2000 y Corlet 1994), existiendo confusión y ambigüedad en su terminología. Nosotros partimos de la siguiente definición: *vegetación leñosa que se desarrolla en tierras que son abandonadas o dejadas en descanso para agricultura migratoria o para restauración, después que su vegetación original fue drásticamente dañada o destruida o por la actividad humana (Finegan 1992 y Finegan y Nasi 2004) o por perturbaciones naturales a gran escala, como la actividad ciclónica, deslizamientos o incendios (Chazdon *et al.* 2009, Chokkalingam y de Jong 2001).*

Aunque es difícil estimar con precisión su cobertura (Asner *et al.* 2009), se considera que muchos paisajes tropicales están dominados por bosques secundarios. Solamente 19 de los 106 países tropicales (18%) que aportan datos para la Evaluación de Recursos Forestales Globales (FRA, por sus siglas en inglés) reportan más área de bosque primario que bosque secundario. Para 51 países (48%), los bosques en regeneración cubren más área que los bosques primarios y 36 países (34%) reportan solo bosque secundario como cobertura de bosque natural (FAO 2010).

Si partimos del hecho de que una tierra deforestada puede considerarse degradada, en vista del declive que muestra para proveer bienes y servicios ecosistémicos, y que a través de la reforestación natural se restauran muchos de los bienes y servicios que ofrecían los bosques originales, podemos entonces considerar a los bosques secundarios como ecosistemas en restauración. Actualmente existen numerosos compromisos internacionales para detener la degradación de las tierras y promover la restauración y la gestión sostenible de bosques y paisajes. Destacan el Reto de Bonn que tiene como objetivo la restauración de 150 millones de hectáreas para el 2020 y el apoyo a procesos regionales como la Iniciativa 20x20 (para colocar 20 millones de hectáreas de tierra en restauración en 2020 en América Latina) y AFR100 (100 millones de hectáreas de restauración para 2030 en África).

Estos se suman a la Declaración de Nueva York sobre los Bosques, que agrega otros 200 millones de hectáreas a las metas de restauración para el 2030. Finalmente, están el 15vo Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 del PNUD (Naciones Unidas 2017) -ligado directamente a bosques- y las Metas de Aichi, que trascienden la mera protección de la diversidad biológica, promoviendo la conservación, recuperación y gestión sostenible de los ecosistemas del planeta y la participación de todos en los beneficios de la utilización de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

El presente documento pretende contribuir con la gestión sostenible de bosques secundarios, brindando lineamientos prácticos para el monitoreo ecológico y silvícola de su dinámica forestal. Las primeras secciones brindan descripciones ecológicas de sucesiones secundarias en zonas de vida húmedas y estacionalmente secas del trópico, e identifican un conjunto de indicadores relevantes para el monitoreo. Consideraciones para el diseño de muestreo y protocolos de medición de indicadores son parte de las secciones finales del documento.



2. La sucesión ecológica en bosques secundarios húmedos de tierras bajas del trópico

Los cambios que experimentan las comunidades ecológicas en las áreas luego del abandono o durante el periodo de barbecho se conoce como sucesión secundaria. Para bosques húmedos latifoliados de tierras bajas del trópico, Finegan (1996) y Budowski (1965) proponen un modelo sencillo que describe la sucesión durante los primeros 100 años después del abandono, que es válido para áreas donde el suelo no ha sido degradado y hay fuentes cercanas de semillas. Ellos dividen la sucesión en fases según los cambios que se producen en la composición de las especies arbóreas dominantes.

La primera fase inicia con el abandono del sitio y la rápida colonización por un pequeño número de especies altamente heliófitas e intolerantes a la sombra, de baja estatura, crecimiento muy rápido y bajas densidades de madera. Estas especies, llamadas pioneras, son principalmente enredaderas, arbustos, hierbas y pastos, y dominan los primeros años de abandono. La primera fase dura aproximadamente entre tres y cinco años y es reconocida en países de Centroamérica con nombres como charral, guamil o tacotal.

Dentro de esta cubierta densa de vegetación baja, especies arbóreas de muy rápido crecimiento emergen y forman pronto un dosel cerrado, bajo el cual las pioneras desaparecen. Empieza así la segunda fase de la sucesión, que se extenderá por unos 10-30 años que es el tiempo de vida de las especies arbóreas emergentes. La segunda fase es dominada por una comunidad de árboles relativamente pequeños, de 15 a 20 metros de altura, y con un diámetro del tallo a la altura del pecho, a 1,3 metros del suelo (d), de hasta 30 cm. Estos árboles son altamente demandantes de luz y, por consiguiente, con baja regeneración bajo su sombra; son de maderas livianas, baja longevidad y dispersadas por viento o animales generalistas. Se les conoce como árboles pioneros o pioneros de corta vida y pertenecen al gremio de las heliófitas efímeras. En el neotrópico este gremio es representado por especies de los géneros *Cecropia*, *Ochroma* y *Croton*. El potencial maderero de los bosques durante esta fase es muy bajo debido a las maderas livianas que prevalecen y los tamaños de vegetación pequeños.

La tercera fase de la sucesión se desarrolla a partir de la muerte de los árboles de heliófitas efímeras y la dominancia de una comunidad de árboles de mayor altura, con estrategias biológicas menos extremas que las efímeras en cuanto a explotación de sitios abiertos. Esta comunidad de árboles dominantes, conocidos como heliófitas durables o pioneros de larga vida, presenta una mayor diversidad de especies, son de maderas más duras, de mayor longevidad y, aunque menos demandantes de luz que las efímeras, tampoco prosperan bajo la densa sombra que forman. Tienden a dominar el sitio por unos 75-150 años, que es el tiempo de vida que normalmente tienen. La abundancia y rápido crecimiento de estas especies constituyen el potencial biológico de los bosques secundarios neotropicales ya que proveen de materia prima para una amplia gama de productos finales. Esta es la fase en que normalmente son aprovechados los bosques secundarios, debido a su composición de especies maderables. Finegan (1996)¹ menciona como familias típicas durante esta fase a Vochysiaceae y Tiliaceae; y como taxa característicos de géneros a *Rollinia* (Annonaceae), *Cordia* (Boraginaceae), *Guazuma* (Ulmaceae), *Stryphnodendron* (Leguminosae) y *Spondias* (Anacardiaceae). Entre las especies individuales típicas destacan a *Didymopanax morototoni* (Araliaceae), *Goupia glabra* (Celastraceae), *Jacaranda copaia* (Bignoniaceae), *Laetia procera* (Flacourtiaceae) y *Simarouba amara* (Simaroubaceae). Especies de maderas valiosas como cedro (*Cedrela odorata*), caoba (*Swietenia macrophylla*) y el laurel (*Cordia alliodora*) suelen encontrarse en bosques en tercera fase de sucesión.

Una fase final, la cuarta, refiere a un bosque secundario muy maduro, con edad de abandono más allá de los 100 años. En ella las heliófitas durables dan paso a una comunidad arbórea de maderas duras, de gran tamaño, alta longevidad y con semillas grandes dispersadas principalmente por vertebrados medianos y grandes. Estas especies, llamadas esciófitas, se regeneran y prosperan bajo la sombra, dominando el sitio por el resto de la sucesión ecológica hasta que un nuevo disturbio elimine la cobertura vegetal y se vuelva a repetir el ciclo de la sucesión. De no existir una perturbación drástica por un tiempo muy prolongado, existe la posibilidad de que el ecosistema adquiera atributos propios de los bosques primarios húmedos de tierras bajas, como alta diversidad de especies, alta cantidad de área basal y biomasa, elevado número de palmas arborescentes y la presencia de lianas grandes. Sin embargo, alcanzar tales valores y aproximarse a los bosques originales resulta difícil bajo el contexto actual de uso de la tierra en muchos paisajes productivos. Hay importantes barreras ecológicas que impiden el avance de las sucesiones hasta el estado de alta madurez, una de ellas refiere a la calidad y cantidad de fuentes de semilla en sitios abandonados. Muchos de los bosques remanentes en paisajes productivos están expuestos a efectos de fragmentación, incendios forestales, contaminación y sobreexplotación de recursos, entre otros. Como resultado, los bosques se encuentran degradados en su papel de fuentes semilleras y muchas especies propias de bosques primarios no están siendo dispersadas a áreas en sucesión secundaria (ver como ejemplo Granda-Moser *et al.* 2015).

¹ Los nombres de algunas de las familias y especies mencionadas por Finegan (1996) han sufrido modificaciones con el paso de los años, reproducimos acá los nombres de la fuente original y no los actuales.



3. La sucesión ecológica en bosques secundarios tropicales estacionalmente secos

Para bosques secundarios tropicales estacionalmente secos existe mucha menos información sobre regeneración y ecología sucesional que con respecto a bosques secundarios húmedos de tierras bajas, donde el énfasis en investigación ha sido mayor (Vieira y Scariot 2006, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005, Quesada *et al.* 2009, Stoner y Sánchez-Azofeifa 2009, Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010). Una diferencia fundamental entre bosques tropicales húmedos (BTH) y bosques tropicales estacionalmente secos (BTES), es que estos últimos ocurren en regiones con una marcada estacionalidad en la distribución de la precipitación, con tres o más meses de absoluta sequía cada año en que la evapotranspiración potencial es mayor que la precipitación. La temperatura media anual en BTES es $>25^{\circ}\text{C}$ y los

rangos de precipitación total anual están entre 700 y 2000 mm (Mooney *et al.* 1995, Holdridge 1967, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005). En muchas regiones, están conectados a sabanas debido a que se encuentran bajo las mismas condiciones climáticas, aunque los BTES se hallan a menudo en suelos de mayor fertilidad (Mooney *et al.* 1995, Pennington *et al.* 2000).

La estacionalidad como parte integral de los BTES afecta procesos fenológicos relacionados al crecimiento vegetativo y la reproducción de plantas (Frankie *et al.* 1974, Opler *et al.* 1980) y, por esta razón, mucho del conocimiento sobre dinámica forestal y sucesiones en bosques húmedos no necesariamente aplica para el caso de bosques en zonas secas. Algunos ejemplos que ilustran este punto son los siguientes:

- Los BTES se encuentran típicamente dominados por árboles caducifolios (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005) que botan sus hojas durante la época seca como mecanismo para reducir las tasas de transpiración y poder tolerar las condiciones climáticas adversas. Por esta razón, tienen entre un 50-75% de la productividad primaria neta de los bosques húmedos, porque, aunque ambos bosques crecen de manera similar en la estación húmeda, los BTES disminuyen su crecimiento o incluso dejan de crecer durante la estación seca (Ewel 1980, Murphy y Lugo 1986). Lo anterior supone tasas más lentas de sucesión, comparadas con los bosques húmedos (Quesada *et al.* 2009).
- BTES y BTH, principalmente en etapas tempranas de la sucesión, son dominados por especies dispersadas por viento. Sin embargo, la proporción de estas especies en cualquier estado de desarrollo es mucho mayor en BTES. Estudios en Brasil, Bolivia y Costa Rica reportan que entre un 30%-63% de las especies arbóreas en bosques secos son dispersadas por viento (Justiniano y Fredericksen 2000, Figueiredo 2002, Griz y Machado 2001, Frankie *et al.* 1974), en contraste con los ensamblajes de especies en bosques húmedos que son principalmente dispersados por vertebrados. En bosques húmedos, la dispersión por viento representa un 0-16% de las especies de árbol (Frankie *et al.* 1974, Howe y Smallwood 1982, Morellato *et al.* 2000).
- Los claros por caída de árboles, que son sitios de regeneración focal en BTH, pueden inhibir la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas en BTES, incluso para árboles demandantes de luz, debido a las muy altas temperaturas y la baja humedad (Gerhardt 1994, 1996; Ray y Brown 1995, McLaren y McDonald 2003a, 2003b; Woods y Elliot 2004).
- Cuando la cobertura del dosel en BTES es densa, la sombra que se genera puede aumentar la germinación de semillas y la sobrevivencia de plántulas por regulación de las condiciones extremas de humedad y temperatura (McLaren y McDonald 2003b). Por esta misma razón, coberturas de vegetación como las pasturas pueden favorecer la sucesión temprana del bosque en zonas de vida secas, contrario a lo que se observa comúnmente en las húmedas (Camargo *et al.* 2002).
- En los bosque secundarios estacionalmente secos, las primeras fases sucesionales no suelen estar dominadas por especies arbóreas de vida corta, como si sucede en bosques húmedos, sino por especies de lento crecimiento con una alta tasa de supervivencia (Lohbeck *et al.* 2015), que pueden ser dominantes durante décadas o hasta siglos (Granda *et al.* 2015, Janzen 1988, Powers *et al.* 2009). Estas especies arbóreas colonizadoras de sitios recién abandonados en zonas de vida secas, y que permanecen por tiempos muy prolongados, podrían considerarse como pioneras de lento crecimiento y larga vida. Por estas razones, en BTES jóvenes pueden pasar décadas sin que se perciban cambios significativos en composición de especies arbóreas dominantes.

Otras de las diferencias entre BTES y BTH es la influencia del fuego. En bosques secos el fuego es un factor natural relevante en su ecología (D'Antonio y Vitousek 1992, Khurana y Singh 2001), y es prácticamente ausente en bosques húmedos, donde sólo ocurren incendios a gran escala durante sequías extremas (Van Nieuwstadt y Sheil 2005). Los incendios pueden provocar la reducción de un alto porcentaje de densidad y riqueza de semillas en el suelo (Miller 1999, Kennard *et al.* 2002) y de plántulas (Marod *et al.* 2004). Algunas especies emergen rápidamente después de incendios (Marod *et al.* 2002) o requieren fuegos para romper la latencia de semillas (Khurana y Singh 2001).

El fuego elimina especies que son comunes en ambientes no perturbados y favorece especies de bosque seco resistentes al fuego (Goldammer 1993, Gillespie *et al.* 2000), capaces de regenerarse de forma vegetativa (Blasco 1983, Goldammer 1993, Fensham *et al.* 2003, Saha y Howe 2003). Una alta frecuencia de incendios puede provocar que los árboles no se regeneren y decline la cobertura de bosque. Los pastos suelen beneficiarse de fuegos recurrentes (D'Antonio y Vitousek 1992, Hopkins 1992) superando la regeneración de árboles (Blasco 1983) y muchos bosques secos han sido convertidos a formaciones parecidas a sabanas (Rundel y Boonpragob 1995, Menaut *et al.* 1995, Fensham *et al.* 2003). Para Janzen (2002) y Hopkins (1992), los BTES pueden regenerarse de forma natural en pasturas abandonadas o en formaciones de sabanas antropogénicas solo si se previene el fuego.

Powers *et al.* (2009) consideran que el control de fuego como estrategia de manejo es efectiva para promover la regeneración pasiva de bosques secos secundarios; no obstante, la escasa presencia de especies dispersadas por animales reportada para rodales en regeneración en muchos estudios (Justiniano y Fredericksen 2000, Figueiredo 2002, Griz y Machado 2001, Frankie *et al.* 1974), sugiere que planes de restauración más activos beneficiarían la regeneración de bosques secos.



4. La sucesión secundaria como estrategia de restauración en paisajes

El término restauración ecológica ha sido definido de múltiples formas, las primeras definiciones indicaban que su propósito era la recreación fidedigna de las características de un ecosistema histórico específico, siendo este el punto final de la restauración. Definiciones recientes, sin embargo, permiten trazar un conjunto más flexible de metas, y un rango mayor de características, procesos y servicios ecosistémicos puede ser utilizado para definir las metas de restauración (Higgs 1997, Wortley *et al.* 2013). Para bosques secundarios, aunque el punto final de la restauración pudiera plantearse en términos de las características y funciones de los bosques primarios originales, existe una probabilidad alta de que nunca se restablezcan en forma completa tales atributos, considerando el estado actual de los paisajes.

La velocidad de restauración a través de la sucesión secundaria depende de muchos factores. Al inicio los bosques tienen una merma en su capacidad de suministrar algunos bienes y servicios, recuperándose unos a una tasa mayor que otros. Por ejemplo, el servicio de aprovisionamiento de leña y de hierbas medicinales para consumo doméstico puede ser abastecido en etapas tempranas de la sucesión, mientras que el de madera para aserrío o el almacenamiento de cantidades significativas de carbono en biomasa puede alcanzarse hasta etapas intermedias o avanzadas. Estudios sobre tasas de restauración de atributos como biomasa, densidad de tallos, área basal y número de especies en bosques secundarios son numerosos (por ejemplo, Norden *et al.* 2015, Peña-Claros 2003, Aide *et al.* 2000, Quesada *et al.* 2009, Finegan y Delgado 2000, Chazdon 2014, Chazdon *et al.* 2007). Estos muestran cómo las trayectorias sucesionales de cambios en vegetación están en función de múltiples factores ecológicos intrínsecos al sitio abandonado, entre los que destacan las condiciones ambientales, la historia de perturbación del sitio y el paisaje circundante que condiciona, entre otras cosas, la disponibilidad de fuentes de semilla y los agentes dispersores.

Las trayectorias de sucesión pueden variar ampliamente aún entre rodales cercanos con condiciones similares en cuanto al ambiente o historias de perturbación. Por ello se considera que, hasta cierto punto, cada sucesión es altamente idiosincrática (Norden *et al.* 2015). A continuación, ofrecemos una breve reseña sobre resultados de estudios de restauración en bosques secundarios.

Estimaciones del tiempo requerido para que bosques secundarios alcancen los valores de estructura de los bosques primarios varían ampliamente entre zonas geográficas (Chazdon 2014). En condiciones de bosque seco la restauración es más lenta que con respecto a bosques húmedos de tierras bajas, debido a la significativa reducción del crecimiento durante la época seca (Ewel 1980, Murphy y Lugo 1986). Tasas de crecimiento diamétrico de árboles en bosques húmedos se estiman de 2 a 3 veces mayores en comparación con el bosque seco (Dauber *et al.* 2005).

En la Isla de Barro Colorado, Panamá, pueden pasar entre 80 a 130 años para que los bosques secundarios presenten un 85% de los valores de biomasa mostrados por los bosques primarios (Mascaro *et al.* 2011). Peña-Claros (2003) encontró que bosques secundarios de la Amazonía boliviana alcanzaron un 70% del área basal de los bosques primarios en los primeros 25 años de crecimiento, mientras Kennard (2002) reporta que el área basal de bosques secos de Bolivia toma alrededor de 23 años en alcanzar el 75% del nivel de los primarios. Guariguata y Kattan (2002) evaluaron la recuperación en área basal de bosques secundarios en el trópico; las comparaciones dentro de localidades sugieren que a partir de 40 años es posible contar con valores similares al de los bosques primarios, y algunos bosques con edades menores pueden acercarse bastante, o hasta igualarlos.

Diferencias en características del suelo pueden influenciar significativamente las tasas de recuperación de la estructura del bosque. Como regla general, se tiene que aquellos que crecen en tierras que anteriormente fueron sujetas a un uso poco intensivo, como el caso de áreas dedicadas a agricultura de subsistencia o cultivadas por poco tiempo y luego abandonadas, tienen mayores incrementos en variables estructurales como número de individuos, área basal, altura del dosel y biomasa, que bosques establecidos sobre áreas intensamente utilizadas por largos periodos de tiempo, como el caso de pasturas degradadas (Fearnside y Guimaraes 1996, Uhl *et al.* 1988, Steininger 2000, Finegan y Nasi 2004, Gehring *et al.* 2005). La fertilidad del suelo es otro factor asociado al crecimiento del bosque, siendo este mayor en suelos fértiles (Guariguata y Ostertag 2001).

La edad de los bosques es también relevante en las tasas de recuperación de variables estructurales. Creciendo bajo condiciones similares de uso anterior, clima y suelo, se espera encontrar menores contenidos de biomasa arriba y debajo del suelo en bosques jóvenes que en bosques secundarios maduros (Fearnside y Guimaraes 1996), pero la tasa promedio de crecimiento del bosque será mayor en bosques jóvenes.

Chazdon *et al.* (2007) realizaron un análisis sobre crecimiento de biomasa en bosques secundarios. Estiman que la biomasa arriba del suelo en bosques secundarios muy húmedos exhibe un rápido crecimiento durante los primeros 5 años de edad, siendo la acumulación de biomasa dominada por árboles. Un promedio pantropical de tasas de acumulación de biomasa durante los primeros 20 años de sucesión forestal ha sido estimado en $6,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Valores reportados por Feldpausch *et al.* (2004) señalan un incremento de $11 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la Amazonía Central.

Los bosques secundarios tienden a recuperar rápidamente los valores de riqueza y diversidad de especies de plantas conforme maduran (ver los estudios de Aide *et al.* 1995, Saldarriaga *et al.* 1988, Sheil 2001 y Andel 2001). Para Guariguata y Ostertag (2001) y Guariguata y Kattan (2002) la riqueza y diversidad vegetal de bosques secundarios jóvenes (menores a 20 años) tiende a ser menor que la de los primarios, principalmente en lo que se refiere a árboles de dosel. Finegan (1996) y Guariguata y Kattan (2002) reportan valores de riqueza de especies de bosques secundarios ubicados en tierras bajas húmedas y muy húmedas del neotrópico y los comparan con bosques primarios de la misma localidad. Observan que la riqueza de especies es un atributo que puede rápidamente igualar la de los bosques primarios, aunque las velocidades de incremento de especies en el tiempo pueden variar significativamente dependiendo de factores como el suelo, la edad de abandono (Woods y De Walt 2013, Guariguata y Ostertag 2001, Aide *et al.* 1995, Saldarriaga *et al.* 1988, Sheil 2001, Andel 2001), el uso anterior del sitio (Uhl *et al.* 1988), el nivel de perturbación y la distancia y calidad de fuentes de semilla, entre otros.

Para bosques tropicales estacionalmente secos, estudios de cronosecuencia encuentran también un progresivo incremento en la riqueza y diversidad de especies de árbol desde estados tempranos a tardíos de la sucesión, aunque para arbustos y lianas la tendencia observada es contraria (ver revisión de Quesada *et al.* 2009).

No obstante la riqueza de especies y la estructura del rodal son atributos que parecen recuperarse rápidamente, la composición florística no (Finegan 1996, Quesada *et al.* 2009) y es así que se encuentran bosques secundarios de hasta 80 y 100 años que tienen una composición de especies muy distinta a la de los bosques primarios (Saldarriaga *et al.* 1988, Denslow y Guzmán 2000).



5. El monitoreo de bosques secundarios utilizando el presente manual

5.1. El monitoreo ecológico y productivo de bosques secundarios

El monitoreo de los atributos ecológicos y productivos de un bosque es un componente integral e imprescindible del manejo adaptativo y es utilizado en la mayoría de los enfoques modernos del manejo forestal. Básicamente, el manejo adaptativo se centra en el uso de información recopilada durante las acciones de manejo para ‘adaptar’ las futuras acciones, esto dentro del marco de hacer, aprender y mejorar (Stankey *et al.* 2005). El monitoreo ayuda a detectar cambios en las condiciones del bosque -deseables e indeseables-, y a relacionar tales cambios con las operaciones de manejo y otros factores, permitiendo mejorar el plan de manejo y conducir el proceso de sucesión hacia un estado deseado, eliminando los cambios indeseables.

El presente manual está orientado a propietarios de bosque y a técnicos encargados de su manejo. Brinda las bases conceptuales y metodológicas para la construcción de programas de monitoreo prácticos y relevantes, que orienten la toma de decisiones para la gestión sostenible de bosques secundarios. Se enfoca en monitorear elementos de vegetación relacionados a objetivos de producción y de conservación a largo plazo, a nivel de la unidad productiva de bosque. La estructura y composición de la vegetación la consideramos un filtro grueso de conservación (Finegan *et al.* 2004) y asumimos que un buen estado de vegetación tiene el potencial de conservar muchos otros elementos de la biodiversidad, como la fauna. Somos conscientes, sin embargo, que no siempre este es el caso, como sucede en bosques maduros sujetos a cacería o bosques fragmentados. Nuestro supuesto de que conservando atributos relevantes de vegetación impacta positivamente en la conservación de la fauna constituye una de las razones por las que no proponemos monitorearla mediante este manual, siendo el otro la reducción de los costos del monitoreo.

El monitoreo parte de los objetivos de producción y de conservación. Un objetivo general del manejo de bosques secundarios puede ser simplemente 'la producción sostenible de madera con valor alto y medio'. Por otra parte, un objetivo general de conservación podría ser *'el mantenimiento, mejoramiento y restauración de elementos relevantes de biodiversidad del bosque'*. Estos dos objetivos son complementarios y pueden combinarse en uno solo: *'la producción sostenible de bienes y servicios del bosque y el mantenimiento de la integridad ecológica como condición básica para la producción sostenible'*.



Esperamos que cada propietario de bosque y técnico que lo asesore plantee los objetivos de monitoreo de acuerdo a los objetivos de manejo, indistintamente de cuál sea el enfoque priorizado: si se dirige más hacia la producción de madera, la conservación, o se hace un balance entre ambas. Consideramos que tanto objetivos de producción como de conservación son perfectamente compatibles dentro del marco del manejo sostenible de bosques y nuestra recomendación es que los objetivos de manejo y de monitoreo se definan de forma conjunta como parte del plan de manejo.

Siguiendo a Buckingham *et al.* (2016) pretendemos que el monitoreo en bosques secundarios, utilizando este manual, permita:

- Apoyar la implementación del manejo sostenible en bosques secundarios al proporcionar retroalimentación para la gestión adaptativa
- Comprender el éxito, el fracaso y el cambio en las comunidades ecológicas y en los valores de producción de madera del bosque producto de las acciones de manejo
- Crear mayor transparencia y proporcionar evidencia de progresos, logros e impactos en relación con metas y objetivos específicos
- Comunicar los resultados del manejo para fomentar el impulso positivo, inspirar la replicación, fomentar la escala y permitir resultados transferibles
- Apoyar el intercambio de evidencia sobre restauración asistida en bosques secundarios y aumentar la confianza para fomentar acciones en ellos
- Apoyar la presentación de informes sobre compromisos nacionales, regionales e internacionales

El monitoreo que pretendemos impulsar está enfocado en bosques secundarios latifoliados húmedos y bosques secundarios estacionalmente secos en Mesoamérica, cuyas características y enfoques de manejo son los siguientes:

- El bosque se encuentra en cualquier etapa de sucesión, y puede ser disetáneo (compuesto por árboles de diferentes edades o tamaños) o coetáneo (con árboles de la misma edad o tamaño)
- El enfoque silvicultural que se aplica al bosque pretende mejorar su condición en cuanto a producción de madera y conservación
- La silvicultura está basada en la regeneración natural -principalmente- y asistida en casos necesarios
- El sistema de cosecha de madera puede ser policíclico (extrayendo periódicamente y de forma selectiva un determinado número de árboles por especie en cada cosecha) o monocíclico (aprovechando la totalidad de las existencias comerciales con una sola intervención), según las características del bosque
- Los tipos de tratamiento silvicultural usados pretenden mejorar las condiciones de crecimiento de los árboles de futura cosecha –a saber, las técnicas que son ampliamente conocidas como raleos, refinamiento y liberación (ver Finegan 1992, Quesada 2008, Quirós 2001, Valerio y Salas 1998, Quirós y Finegan 1994, Hutchinson 1993, Lamprecht 1990, Graaf 1986, Hendrison y de Graaf 1986, Baur 1964)

5.2. Propuesta de indicadores para el monitoreo de bosques secundarios: su importancia desde el punto de vista ecológico y productivo

Se parte de una serie de atributos o componentes de bosques secundarios importantes para la buena marcha de procesos ecológicos y productivos y, para cada componente, se proponen indicadores para el monitoreo (Cuadro 1). Un indicador es una característica del ecosistema -elemento, proceso o propiedad- que por alguna razón (logística, presupuestaria, tecnológica) no puede ser medido en forma directa (Carignan y Villard, 2002) y cuando se mide repetidamente demuestra una tendencia ecológica.

El indicador constituye una medida del estado o calidad del ecosistema (Ferris y Humphrey 1999) proveyendo una indicación que puede ser usada para tomar decisiones (Riley 2001). Los indicadores que proponemos son de tipo respuesta, definidos como “mediciones biológicas que cuantifican la condición del ecosistema e integra los efectos de actividades humanas” (Messer *et al.* 1991).

Tanto los componentes como el conjunto de indicadores propuesto fueron seleccionados a partir de una revisión de literatura sobre las características de los bosques secundarios, los cambios que experimentan durante su desarrollo y los factores ecológicos asociados a procesos de restauración natural en tierras agropecuarias abandonadas (por ejemplo para bosques húmedos: Finegan 1992, 1996; Chazdon 2014, Guariguata y Kattan 2002, Guariguata y Ostertag 2001, Uhl *et al.* 1988; y para bosques secos: Quesada *et al.* 2009, Janzen 1988, Powers *et al.* 2009, Granda *et al.* 2015; Lohbeck *et al.* 2013). También se revisaron las leyes forestales y los estándares de manejo de bosques secundarios en la región centroamericana, para identificar los parámetros que normalmente se miden en inventarios y que son la base para la toma de decisiones para la gestión productiva de los bosques.



El Cuadro 1 muestra una lista amplia de posibles indicadores para el monitoreo, con elementos explicativos sobre su importancia que esperamos apoyen en su selección. Los indicadores están agrupados en dos dimensiones: la ecológica relacionada a aspectos de biodiversidad, procesos ecosistémicos y respuesta a perturbaciones; y la silvícola que se basa en los valores productivos del bosque, su dinámica y las acciones de manejo implementadas. También se indica el tipo de bosque en que se recomiendan evaluar. Notará el lector que muchos indicadores están relacionados entre sí, en el sentido de que la medición de uno de ellos brinda elementos para la estimación de otros. Esto repercute en una mayor eficiencia y reducción en los costos del monitoreo.

Insistimos en que no pretendemos que se midan todos los indicadores, la selección del conjunto de indicadores debe hacerse según los objetivos planteados para el sitio. Tanto en el diseño del programa de monitoreo, su implementación e interpretación de datos, es importante que el propietario cuente con la asistencia de profesionales con capacidades en el tema. Aspectos como la periodicidad de medición de indicadores y el grado de alcance de los objetivos planteados, entre otros, deben ser discutidos a la luz del conocimiento y expectativas del propietario y del manejador del bosque.

Cuadro 1. Indicadores propuestos para el monitoreo de bosques secundarios latifoliados

Dimensión	Componente del bosque	Indicadores	Importancia dentro del contexto ecológico y productivo del bosque	Tipo de bosque a evaluar
Ecológica	1. Vegetación ≥ 10 cm de d	<p>1.1 Abundancia de individuos ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>1.2 Área basal de individuos ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>1.3 Riqueza y diversidad de especies para individuos ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>1.4 Composición de especies ≥ 10 cm de d</p> <p>1.5 Reclutamiento y mortalidad de individuos ≥ 10 cm de d</p>	El estado ecológico de los bosques naturales es comúnmente evaluado estimando parámetros de estructura, composición y diversidad para individuos ≥ 10 cm de d . Aunque se sabe que el bosque es mucho más que sólo árboles, se reconoce que una proporción importante de la biodiversidad vegetal está contenida a partir de 10 cm de d , como el caso de árboles grandes y medianos, palmas y helechos arborescentes.	Húmedo y estacionalmente seco
Ecológica	2. Vegetación dominante	<p>2.1 Lista de especies dominantes ≥ 10 cm de d</p> <p>2.2 Abundancia por especie dominante ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>2.3 Área basal por especie dominante ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>2.4 Índice de valor de importancia de especies dominantes ≥ 10 cm de d</p>	Las especies dominantes en los bosques naturales son las que determinan en mayor magnitud los procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos que se derivan de ellos (Grime 1998, Díaz <i>et al.</i> 2011). Sin pretender ser simplista, se considera que un bosque "es lo que es" por su composición de especies dominantes. Ellas determinan las características de los bosques en productividad, ciclaje de nutrientes y provisión de recursos a fauna, entre otros, por lo que su manejo resulta clave. En el caso de los bosques secundarios las especies dominantes cambian con el avance de la sucesión y con ellas los beneficios que obtienen las personas del bosque.	Húmedo y estacionalmente seco

Ecológica	3. Gremios ecológicos de árboles	<p>3.1 Riqueza absoluta y relativa de especies ≥ 10 cm de <i>d</i> por gremio ecológico</p> <p>3.2 Abundancia absoluta y relativa de individuos ≥ 10 cm de <i>d</i> por gremio ecológico, estimadas para el total de individuos y por clases de tamaño</p> <p>3.3 Área basal absoluta y relativa de individuos ≥ 10 cm de <i>d</i> por gremio ecológico, estimadas para el total de individuos y por clases de tamaño</p>	Un gremio ecológico es un grupo de especies que tienen características y requerimientos ecológicos similares, como el caso de condiciones de iluminación para su desarrollo, propiedades de la madera, tasas de crecimiento, métodos de dispersión y longevidad (Finegan 1996). Para bosques en zonas húmedas se reconocen al menos tres gremios ecológicos de árboles: las heliófitas efímeras, las heliófitas durables y las esciófitas. La proporción y dominancia de tales gremios es un indicativo del estado sucesional del bosque. Conforme avanza la sucesión se espera un aumento en la proporción de individuos de heliófitas durables y esciófitas, en detrimento de las efímeras (Finegan 1996); lo mismo que aumentan los valores productivos y de biodiversidad del sitio. Para bosques secos proponemos diferenciar al menos dos gremios ecológicos de especies arbóreas: pioneras de vida corta y pioneras de vida larga. Las características de los gremios descritos, incluyendo su importancia desde el punto de vista económico, se describen en las secciones 2 y 3.	Húmedo y estacionalmente seco
Ecológica	4. Individuos remanentes	<p>4.1 Riqueza de especies remanentes ≥ 10 cm de <i>d</i></p> <p>4.2 Abundancia de individuos remanentes ≥ 10 cm de <i>d</i>, total y por clases de tamaño</p> <p>4.3 Área basal de individuos remanentes ≥ 10 cm de <i>d</i>, total y por clases de tamaño</p> <p>4.4 Abundancia de individuos por especie remanente ≥ 10 cm de <i>d</i>, total y por clases de tamaño</p> <p>4.5 Estado de individuos remanentes</p>	Un individuo remanente es aquel que se encontraba en el sitio antes de su abandono. Su origen puede remontarse al bosque original, como el caso de árboles o palmas que no fueron cortados durante el cambio de uso del suelo, o también de vegetación plantada que se hallaba en los sistemas productivos antes de su abandono (por ejemplo, cercas vivas). Son elementos ecológicamente importantes que aceleran el proceso de restauración del sitio abandonado, proveyendo percha y frutos a la fauna dispersora de semillas (Guevara y Laborde 1993). También, suelen ser individuos reproductivos que aportan semillas al ecosistema.	Húmedo y estacionalmente seco
Ecológica	5. Vegetación de importancia ecológica	<p>5.1 Riqueza absoluta y relativa de especies de importancia ecológica ≥ 10 cm de <i>d</i></p> <p>5.2 Abundancia total y relativa de individuos de importancia ecológica ≥ 10 cm de <i>d</i></p> <p>5.3 Abundancia por especie y/o grupos de especies de importancia ecológica ≥ 10 cm de <i>d</i>, total y por clases de tamaño</p> <p>5.4 Área basal por especie y/o grupos de especies de importancia ecológica ≥ 10 cm de <i>d</i>, total y por clases de tamaño</p> <p>5.5 Estado de individuos de importancia ecológica</p>	Existen especies o grupos de especies, no necesariamente abundantes, que tienen un papel clave en la restauración y mantenimiento de la biodiversidad del bosque (Díaz <i>et al.</i> 2011). Un ejemplo claro son las especies que proveen frutos a la fauna como los árboles del género <i>Ficus</i> , las palmas arborescentes o las lianas.	Húmedo y estacionalmente seco

Ecológica	6. Mecanismos de dispersión de semillas	<p>6.1 Riqueza absoluta y relativa de especies ≥ 10 cm de d según mecanismo de dispersión de semillas</p> <p>6.2 Abundancia absoluta y relativa de individuos ≥ 10 cm de d según mecanismo de dispersión de semillas, total y por clases de tamaño</p>	<p>La predominancia de mecanismos de dispersión de semillas en bosques varía de acuerdo a factores como la edad de la sucesión y la cantidad, calidad y cercanía de fuentes de semilla y de dispersores, entre otros. Especies dispersadas por viento -o anemócoras- son más exitosas en la colonización de sitios recién abandonados que las dispersadas por animales (zoócoras), precisamente por no depender de estos para su traslado. Especies zoócoras proveen frutos para alimentación, por lo que bosques con mayor predominancia de estas especies tienen un mayor potencial de conservación de biodiversidad. La proporción de individuos y especies zoócoras puede considerarse un indicador del grado de avance de la sucesión por cuanto bosques jóvenes, principalmente secos, tienden a estar dominados por especies anemócoras. Conforme avanza la sucesión, tanto en bosques húmedos como secos, incrementa la proporción de especies zoócoras, aunque en los secos la predominancia en cualquier estado de desarrollo tiende a ser principalmente por especies anemócoras (Justiniano y Fredericksen 2000, Figueiredo 2002, Griz y Machado 2001, Frankie <i>et al.</i> 1974, Howe y Smallwood 1982, Morellato <i>et al.</i> 2000).</p>	Húmedo y estacionalmente seco
Ecológica	7. Eventos de perturbación: los incendios forestales	<p>7.1 Número y frecuencia de incendios forestales al interior del bosque</p> <p>7.2 Área de bosque afectada por incendios y proporción con respecto al total</p>	<p>En bosques estacionalmente secos el fuego es probablemente la principal forma de perturbación humana (Bird <i>et al.</i> 2016).</p> <p>En los trópicos húmedos, los incendios forestales a gran escala ocurren muy raramente (Van Nieuwstadt y Sheil 2005), pero la frecuencia de tales eventos ha aumentado dramáticamente debido a un incremento en la agricultura de tala y quema, y los efectos sinérgicos de la tala y las grandes sequías (Siegert <i>et al.</i> 2001, Aragao y Shimabukuro, 2010).</p> <p>Fuegos en bosques afectan la estructura y composición de la vegetación, la distribución de especies y los procesos ecosistémicos (Bond <i>et al.</i> 2005). En zonas secas, incendios frecuentes convierten los bosques en ecosistemas parecidos a sabanas (Rundel y Boonpragob 1995, Menaut <i>et al.</i> 1995, Fensham <i>et al.</i> (2003). Se considera que, sin un control adecuado del fuego, la regeneración de bosques secos no es posible (Janzen 2002, Hopkins 1992, Powers <i>et al.</i> (2009).</p>	Estacionalmente seco
Silvícola	8. Árboles semilleros	<p>8.1 Abundancia de árboles semilleros, total y por clases de tamaño</p> <p>8.2 Área basal de árboles semilleros, total y por clases de tamaño</p> <p>8.3 Abundancia por especie de árboles semilleros, total y por clases de tamaño</p> <p>8.4 Estado de árboles semilleros</p>	<p>Los árboles semilleros son mantenidos en las áreas de bosque aprovechadas con el propósito de proveer semilla para el repoblamiento del sitio. Normalmente, se seleccionan como semilleros árboles de especies valiosas desde el punto de vista ecológico o comercial. Las buenas prácticas de manejo sostenible en bosques secundarios especifican dejar un determinado número de semilleros por hectárea y por especie, esto de acuerdo a los datos que se generan en el inventario forestal. Los árboles semilleros deben cumplir con ciertas especificaciones como ser de excelente forma, sanos, con fuste recto y buena forma de copa. Se busca tener una adecuada distribución de árboles semilleros en el sitio para favorecer su amplia regeneración.</p>	Húmedo y estacionalmente seco

Silvícola	9. Árboles maderables	<p>9.1 Abundancia absoluta y relativa de árboles maderables ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.2 Abundancia por especie de árboles maderables ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.3 Área basal absoluta y relativa de árboles maderables ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.4 Área basal por especie de árboles maderables ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.5 Abundancia de árboles maderables por grupo comercial ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.6 Área basal de árboles maderables por grupo comercial ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.7 Volumen comercial de árboles maderables ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.8 Volumen comercial de árboles maderables por grupo comercial ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.9 Crecimiento diamétrico, basimétrico y volumétrico de árboles maderables ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.10 Crecimiento diamétrico, basimétrico y volumétrico de árboles maderables por grupo comercial ≥ 10 cm de d, total y por clases de tamaño</p> <p>9.11 Reclutamiento y mortalidad de árboles maderables ≥ 10 cm de d</p>	Uno de los objetivos del manejo forestal sostenible es cosechar madera comercial de forma periódica en cantidad y calidad suficiente. El monitoreo debe permitir establecer el estado de las poblaciones de especies maderables, los contenidos de madera en el bosque y su dinámica, con la intención de proyectar a futuro parámetros dasométricos y tomar decisiones para mejorar los depósitos de madera. El propósito de este indicador es evaluar la productividad de madera del bosque.	Húmedo y estacionalmente seco
Silvícola	10. Deseables sobresalientes	<p>10.1 Abundancia de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < diámetro mínimo de corta (DMC), total y por clases de tamaño</p> <p>10.2 Abundancia por especie de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño</p> <p>10.3 Área basal de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño</p> <p>10.4 Área basal por especie de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño</p> <p>10.5 Volumen comercial de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño</p> <p>10.6 Crecimiento diamétrico, basimétrico y volumétrico de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño</p> <p>10.7 Estado de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC</p>	Dentro del grupo de individuos comerciales existen muchos sobresalientes en términos de su aceptación comercial, altura, diámetro y forma. Individuos de maderas duras o semiduras, de gran tamaño, porte alto, fuste recto y cilíndrico tienen un alto valor comercial y favorecer su desarrollo y crecimiento está dentro de las buenas prácticas de manejo sostenible.	Húmedo y estacionalmente seco

Silvícola	<p>11. Regeneración de especies: vegetación ≥ 5 cm d < 10 cm d (latizal alto)</p> <p>11. Regeneración de especies: árboles maderables altura $\geq 1,5$ m < 5 cm d (latizal bajo)</p>	<p>11.1 Abundancia total, por grupo comercial y por especie de latizal alto</p> <p>11.2 Área basal total, por grupo comercial y por especie de latizal alto</p> <p>11.3 Estado de individuos de latizal alto</p> <p>11.4 Reclutamiento y mortalidad de individuos de latizal alto</p> <p>11.5 Abundancia total, por grupo comercial y por especie de árboles maderables de latizal bajo</p> <p>11.6 Estado de individuos de latizal bajo</p>	<p>El proceso de regeneración es clave para la sostenibilidad ecológica y productiva de los bosques secundarios. Es una práctica común en muestreos de regeneración, categorizarla en clases de tamaño, reconociendo que los requerimientos ambientales, el crecimiento y las tasas de reclutamiento y mortalidad difieren entre ellas. Al establecer la abundancia y composición de la regeneración e identificar potenciales déficit o vacíos, se pueden implementar tratamientos silviculturales para favorecer el desarrollo de árboles de interés, tal es el caso del enriquecimiento del bosque con especies comercialmente valiosas, raleos para reducir la competencia, y aclareos en el bosque para aumentar los niveles de radiación y, por tanto, la colonización y crecimiento de especies en estas categorías de tamaño.</p>	Húmedo y estacionalmente seco
Silvícola	<p>12. Individuos plantados en tratamientos silviculturales</p>	<p>12.1 Abundancia de individuos plantados, total y por clases de tamaño</p> <p>12.2 Abundancia de individuos plantados por especie, total y por clases de tamaño</p> <p>12.3 Área basal de individuos plantados, total y por especie</p> <p>12.4 Estado de individuos plantados</p>	<p>El tratamiento de enriquecimiento pretende mejorar el estado productivo y de conservación de los bosques. Consiste en plantar especies deseables en áreas con altos niveles de radiación solar como claros, bordes del bosque o fajas de enriquecimiento. Es importante dar seguimiento a los individuos plantados y tomar medidas en caso de sufrir una alta mortalidad o por cambios en las condiciones de iluminación que afectan su crecimiento. El éxito del tratamiento de enriquecimiento depende de la tasa de sobrevivencia y de crecimiento de las especies plantadas</p>	Húmedo y estacionalmente seco
Silvícola	<p>13. Productos no maderables del bosque (PNMB)</p>	<p>La definición de indicadores para el monitoreo depende de las características de los PFM que el propietario desee manejar dentro de su unidad productiva de bosque</p>	<p>Existen varios motivos por los que una especie vegetal puede considerarse de interés comercial, más allá de su valor para madera; una especie puede ser atractiva para artesanía, medicina, ornamental, para venta de frutos y semillas, u otros productos. El conocimiento tradicional reconoce el uso de muchas especies y, en este sentido, el manejo de bosques secundarios debe ser integral y permitir el aprovechamiento sostenible de las especies comerciales que contienen los bosques -además de las maderables- y que son de interés de los propietarios. Los PNMB constituyen un medio de subsistencia para muchas comunidades, y son también elementos significativos de la economía rural en varios países. La promoción del aprovechamiento sostenible de PNMB, en contraste con la tendencia de los técnicos forestales de manejar los bosques naturales solo para obtener madera, permite maximizar el valor social del bosque, contribuyendo a conservar su biodiversidad y mitigar la marginación económica y social de las comunidades que dependen de él (FAO 1985).</p>	Húmedo y estacionalmente seco

5.3. Unidades de muestreo para el monitoreo de indicadores

Descripción general de las unidades de muestreo

Para el registro de datos de los indicadores proponemos utilizar tres unidades de muestreo: censo total, parcelas permanentes y parcelas temporales. El Cuadro 2 muestra la unidad de muestreo recomendada para cada indicador. A continuación se describen las unidades de muestreo.

Censo total de vegetación

Un censo total de vegetación consiste en el registro de todo individuo en la unidad de manejo. Dependiendo del tamaño y la abundancia de la especie a censar, el esfuerzo de recolección de información mediante este método puede ser importante y costoso en términos económicos, por este motivo recomendamos hacerlo en caso de vegetación de gran tamaño y con relativa baja abundancia, de modo que se obtenga la mayor cantidad de información para análisis. También proponemos utilizarlo para el caso de individuos plantados mediante tratamientos silviculturales. Los individuos evaluados mediante censo total deberán ser identificados en campo, ubicada su posición a nivel de la unidad productiva, marcado y evaluado según los protocolos correspondientes.

Parcelas permanentes de medición

Las parcelas permanentes de medición (PPM) son utilizadas para el muestreo de vegetación a largo plazo. Existen protocolos estándares para su establecimiento y medición, muy conocidos y aplicados en la región, como los de Alder y Synnott (1992), Pinelo (2000) y Camacho (2000). Con PPM es posible monitorear los cambios en abundancia, área basal y volumen del bosque, de un grupo de especies o de especies individuales, y determinar para cada uno de estos niveles las tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento.

Son muy útiles para evaluar el grado de recuperación de ecosistemas forestales luego de perturbaciones, como el caso de un aprovechamiento de madera o la aplicación de un tratamiento silvicultural. También, para estimar a futuro las existencias de madera con base en datos de crecimiento de las especies comerciales. En biodiversidad, sirven para determinar los cambios temporales en diversidad y composición de especies, algo particularmente útil en bosques secundarios por su alto dinamismo.

El principio básico es establecer de forma permanente una parcela en el bosque, utilizando marcas en las esquinas como estacas de madera o tubos de plástico, e identificar con un código único la parcela y todo individuo de planta que se encuentre dentro. En vegetación grande, el código se escribe en placas colgadas de clavos -ambos de aluminio- colocadas a 20 cm por arriba del punto de medición del *d*. Normalmente, el código es numérico y consta del número de parcela, número de subparcela, número de individuo en la subparcela y número de tallo, en caso de que el individuo tenga más de un tallo. Los individuos son identificados a nivel taxonómico y se evalúan periódicamente, permitiendo un seguimiento individualizado de su desarrollo.

Los estudios con PPM establecen el crecimiento de los individuos, su muerte -y causas- y la aparición de nuevos individuos, llamados reclutas. Se evalúa normalmente la condición de cada individuo (muerto, vivo), el d , su estado en cuanto a variables de iluminación de copa, forma de copa, forma de fuste, competencia por lianas y la altura, que normalmente se estima mediante observación por la dificultad de evaluar este parámetro en bosques densos mediante instrumentos. Todas estas variables permiten estimar la dinámica del bosque y tendencias futuras. Procedimientos para medir las variables se encuentran en el Anexo 1.

Parcelas temporales de medición (PTM)

Las parcelas temporales de medición (PTM) sirven para la toma de información de vegetación en un punto en el tiempo. A diferencia de las PPM, no se lleva un seguimiento individualizado de los árboles a lo largo del tiempo, no se dejan marcas permanentes en campo ni se colocan placas con códigos únicos a los individuos. En ese sentido, brindan información estática, como “fotografías” del estado del bosque, sin permitir estimaciones de dinámica en términos de tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento.

Las PTM, sin embargo, son muy útiles para determinar cambios en parámetros de estructura, composición y diversidad en bosques. Por ejemplo, un análisis de información de PTM a los 10 y a los 15 años de edad de un bosque secundario puede indicarnos la tendencia (aumento o disminución) en cuanto a la abundancia, área basal o número de especies comerciales durante ese periodo de 5 años, o si la composición de especies dominantes cambia. Ofrecen un panorama del estado del bosque en distintos tiempos de desarrollo sin brindar información sobre los mecanismos o procesos que conducen los cambios. Este manual propone utilizar PTM para monitorear aspectos altamente dinámicos del bosque y de difícil seguimiento en el tiempo, como es el caso de la regeneración en las categorías de tamaño más pequeño.

Tamaño de las unidades de muestreo

A excepción de los indicadores que se proponen evaluar a través de censos totales (individuos remanentes, árboles semilleros y árboles plantados en el tratamiento de enriquecimiento), el resto se evalúa utilizando PPM o PTM (Cuadro 2) bajo un sistema de parcelas anidadas (Figura 1). Las unidades de muestreo tienen los siguientes tamaños:

- Parcela de 50 m x 50 m
- Parcelas de 10 m x 10 m, que subdividen la parcela de 50 m x 50 m
- Parcelas de 5 m x 5 m. Se instalan cuatro parcelas, una en cada esquina de la parcela de 50 m x 50 m

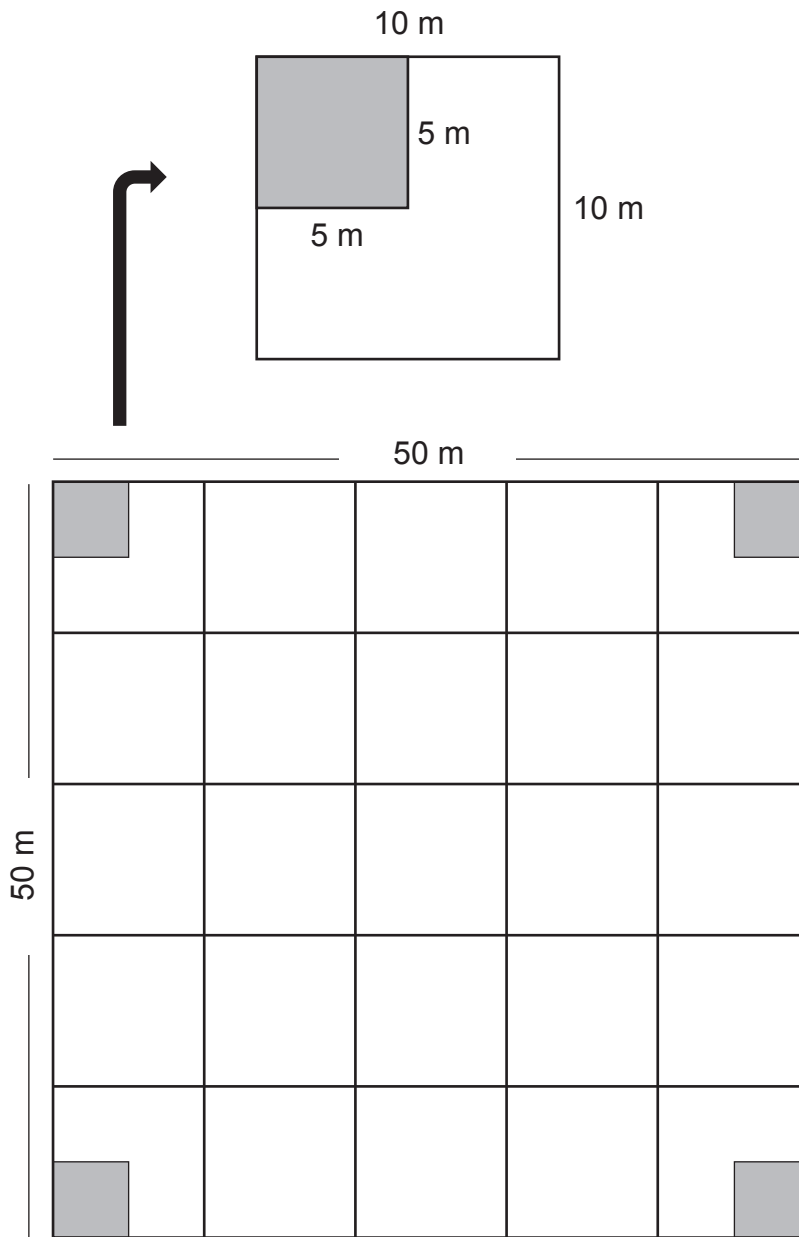


Figura 1. Unidades de muestreo para el monitoreo de vegetación en bosques secundarios

Cuadro 2. Unidades para el muestreo de indicadores y su tamaño

Dimensión	Componente del bosque	Tipo de unidad de muestreo	Tamaño de las unidades de muestreo
Ecológica	Vegetación ≥ 10 cm de d	PPM	Parcela de 50 m x 50 m
Ecológica	Vegetación dominante	PPM	Parcela de 50 m x 50 m
Ecológica	Gremios ecológicos de árboles	PPM	Parcela de 50 m x 50 m
Ecológica	Individuos remanentes	Censo total de vegetación	
Ecológica	Vegetación de importancia ecológica	PPM	Parcela de 50 m x 50 m
Ecológica	Mecanismos de dispersión de semillas	PPM	Parcela de 50 m x 50 m
Ecológica	Eventos de perturbación: los incendios forestales	Censo del área de bosque impactada	
Ecológica	Tolerancia de las especies a perturbaciones: los incendios forestales	PPM	Parcela de 50 m x 50 m
Silvícola	Árboles semilleros	Censo total de vegetación	
Silvícola	Árboles maderables	PPM	Parcela de 50 m x 50 m
Silvícola	Deseables sobresalientes	PPM	Todas las parcelas de 10 m x 10 m en que se subdivide la parcela de 50 m x 50 m
Silvícola	Regeneración de especies: vegetación ≥ 5 cm $d < 10$ cm d (latizal alto)	PPM	Cuatro parcelas de 10 m x 10 m ubicadas en las esquinas de la parcela de 50 m x 50 m
Silvícola	Regeneración de especies: árboles maderables altura $\geq 1,5$ m < 5 cm d (latizal bajo)	PTM	Cuatro parcelas de 5 m x 5 m ubicadas en las esquinas de la parcela de 50 m x 50 m
Silvícola	Individuos plantados en tratamientos silviculturales	Censo total de vegetación	
Silvícola	Productos no maderables del bosque	A criterio del manejador	A criterio del manejador

5.4. Consideraciones para la planificación del muestreo

Para una estrategia óptima de muestreo es necesario considerar aspectos fundamentales del diseño de muestreo. El diseño de muestreo debe de ser planificado en función de los objetivos del monitoreo (ver sección 5.1), la escala de muestreo, la heterogeneidad de la variable a medir (indicador) y la estructura espacial (Legendre y Legendre 2012).

La escala de muestreo está determinada por tres aspectos fundamentales: 1) el tamaño de la unidad de muestreo (por ejemplo las parcelas de 50 m x 50 m en que proponemos medir vegetación grande); 2) la distancia entre unidades de muestreo, que se encuentra en dependencia del número de unidades de muestreo (conocido también como tamaño de la muestra); y 3) la extensión en términos del alcance espacial y temporal del estudio, que por lo general define el espacio de inferencia de las conclusiones (por ejemplo, en el caso de tener dos tipos de bosque secundario y sólo uno de ellos se quiere monitorear, las conclusiones aplicarán sólo al tipo de bosque bajo monitoreo).

La heterogeneidad es referida al grado de variabilidad del indicador a medir y define el tamaño mínimo de la muestra. Una pregunta muy común en muestreos es: ¿Cuántas parcelas u árboles medir? La repuesta a esta pregunta dependerá de la heterogeneidad del indicador. La heterogeneidad está en función de varios factores, como el estado de sucesión del bosque; por ejemplo, en un bosque secundario maduro el indicador volumen comercial puede ser poco variable y por lo tanto necesitará un mínimo de unidades de muestreo. A medida que el indicador sea más heterogéneo, el número de unidades de muestreo requerido será mayor.

Para estimar un tamaño de muestra ideal es necesario conocer la varianza del indicador, la cual puede ser obtenida de estudios previos o a través de estudios pilotos o premuestreos. Con la información del estudio piloto se conoce el patrón espacial y la variabilidad del indicador a ser estudiado. También, se puede construir una curva de varianza con la cual se obtiene el número óptimo de unidades de muestreo.

La curva de varianza se genera graficando la varianza promedio para distintos tamaños de muestra. Lo que se hace es seleccionar al azar tamaños de muestra distintos (por ejemplo, de cuatro, cinco, seis, hasta el máximo de muestra) estimando para cada tamaño de muestra la varianza. Este proceso se repite al menos 10 veces y luego, para cada tamaño de muestra, se estima el promedio de la varianza. El resultado es un diagrama de dispersión donde el eje Y contiene las varianzas promedio estimadas y el eje X la sucesión de tamaños de muestras (Figura 2). En el punto donde la varianza inicia a estabilizarse es el tamaño de muestra óptimo (Figura 2).

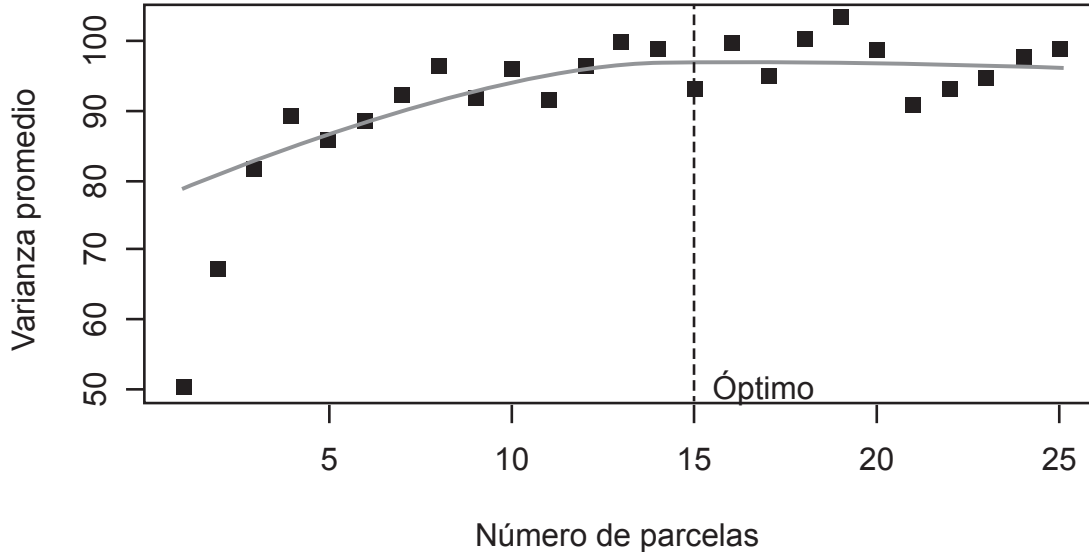


Figura 2. Ejemplo de una curva de varianza para la estimación del número óptimo de parcelas. El ejemplo indica que la varianza se estabiliza a partir de 15 parcelas.

El tipo de muestreo depende de la distribución espacial de los indicadores; reconociendo los patrones de distribución espacial se puede definir un tipo de muestreo. Los patrones espaciales pueden estar determinados por factores ambientales (suelo, clima, topografía) o por interacciones bióticas (p.e. competencia). Estos patrones pueden ser aleatorios, en gradiente continuo, agregado o salto. Si el indicador a muestrear no presenta un patrón espacial lo ideal es un muestreo completamente aleatorizado donde las ubicaciones de las parcelas son determinadas al azar, con la única restricción de una distancia mínima entre parcelas vecinas (se procura no tener parcelas muy juntas para evitar la redundancia de información). Bajo un patrón de gradiente continuo (p.e., un bosque que cambia en estructura vertical a medida que cambia en un gradiente de elevación) lo ideal es el muestreo sistemático. Si el patrón es agregado (p.e., una especie maderable que espacialmente se distribuye en parches en el bosque propiciada por condiciones de suelo) o por salto (p.e., un bosque donde hay zonas de aprovechamiento y no aprovechamiento) el muestreo por conglomerados o estratificado puede ser el recomendado.

En caso de que no haya claridad del tipo de muestreo, lo ideal es hacer un muestreo aleatorio con un tamaño suficientemente grande de muestras, donde se reconozcan y midan factores que puedan influenciar la variabilidad del indicador a estudiar. Estos factores pueden ser medidos en cada unidad de muestreo (covariables como pendiente del terreno, iluminación, tipo de suelo entre otras) o por conjuntos de unidades de muestreo (factores de control como: zonas de vida, cota altitudinal, gradiente de humedad, etc.). Considerando todos estos aspectos obtendremos un muestreo ideal para responder con un alto grado de certeza los objetivos del monitoreo.

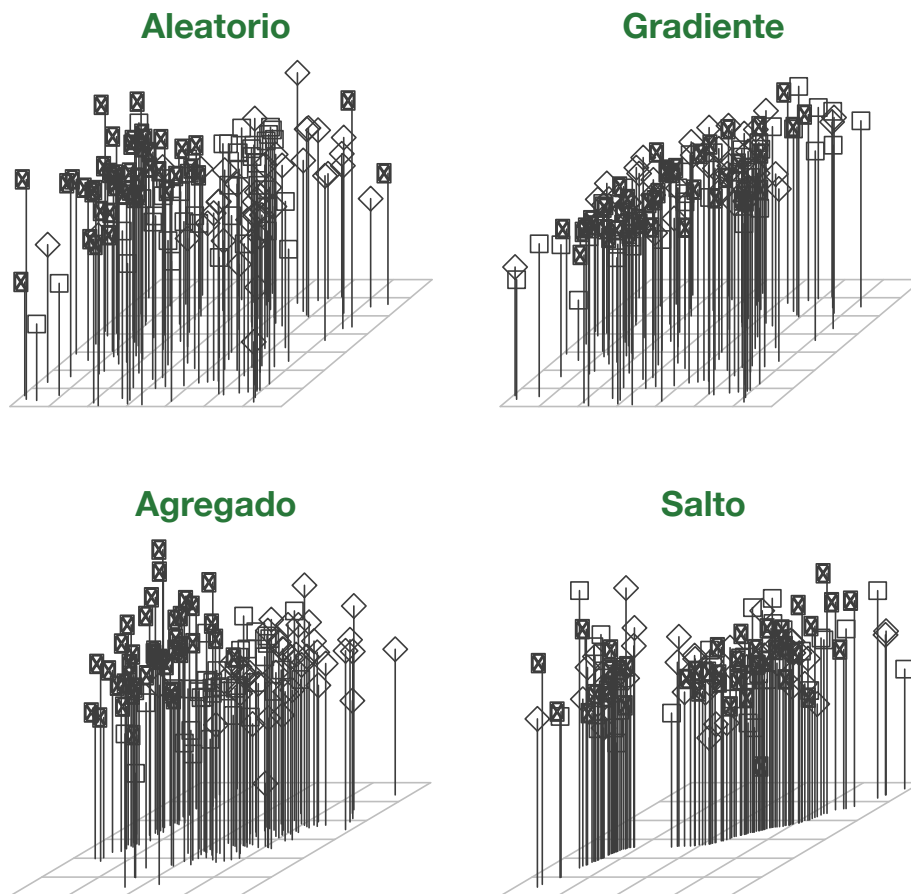


Figura 3. Ejemplo de los distintos patrones espaciales. Un patrón aleatorio no presenta una dependencia con el espacio. Un patrón en gradientes presenta una dependencia espacial en un sentido o ambos a lo largo del espacio. Un patrón agregado presenta una dependencia espacial en ciertas zonas del espacio, mientras que en un patrón por saltos hay un cambio abrupto en la comunidad (tomado de Legendre y Legendre 2012).

5.5. Protocolos para el monitoreo de indicadores en bosques secundarios

Vegetación ≥ 10 cm de d

1

Indicador 1.1 Abundancia de individuos ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 1.2 Área basal de individuos ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 1.3 Riqueza y diversidad de especies para individuos ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 1.4 Composición de especies ≥ 10 cm de d

Indicador 1.5 Reclutamiento y mortalidad de individuos ≥ 10 cm de d

Cada individuo de planta ≥ 10 cm de d , incluyendo árbol, hierba (como el caso de helechos y musáceas), palma y liana, es registrado en el tiempo y su d medido. Es además identificado a nivel de especie o morfoespecie². Con los datos se obtiene el número de individuos y área basal total y por clase de tamaño (rango de clase diamétrica igual a 10 cm) y se estiman las tasas de reclutamiento y mortalidad de número de individuos. Se contabiliza el número total de especies (riqueza de especies) y se estiman índices de diversidad de especies como el de Shannon y Simpson (Moreno 2001, Magurran 2013). También se analiza la composición del bosque mediante estimaciones de la abundancia absoluta y relativa de cada especie y grupo florístico (árboles, palmas, hierbas, lianas). Con los datos de abundancia, dominancia (área basal) y frecuencia se identifican las especies ecológicamente más importantes del bosque, de acuerdo al cálculo del Índice de Valor de Importancia (IVI, Lamprecht 1990).

Vegetación dominante

2

Indicador 2.1 Lista de especies dominantes ≥ 10 cm de d

Indicador 2.2 Abundancia por especie dominante ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 2.3 Área basal por especie dominante ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 2.4 Índice de valor de importancia de especies dominantes ≥ 10 cm de d

Para identificar las especies vegetales dominantes en un bosque se recomienda seguir el siguiente procedimiento (Cornelissen *et al.* 2003): en cada parcela de 50 m x 50 m se mide el d y se identifica todo individuo con $d \geq 10$ cm. Con estos datos se calcula el área basal (G) por especie, luego se ordenan las especies de mayor a menor G por parcela y se estima el G acumulado. Las especies que contribuyen con el 80% del G acumulado de la parcela se consideran dominantes. El Cuadro 3 ilustra la forma de hacerlo.

Una vez realizado este procedimiento para cada parcela, se genera una lista única de especies dominantes a nivel del bosque y se monitorea su abundancia y área basal a lo largo del tiempo. Hacemos la observación que la lista de especies dominantes, obtenida como acaba de indicarse, puede variar a lo largo del tiempo. Algunas especies pueden salir de la lista y otras ingresar conforme el bosque madura, y es precisamente este cambio el que proponemos analizar a través del indicador 2.1.

También proponemos monitorear los cambios en composición de especies según el cálculo del índice de valor de importancia (Lamprecht 1990). Cambios en composición pueden también analizarse mediante tablas de abundancia y área basal por especie.

² En el Anexo 1 se describe el procedimiento recomendado para la identificación de las especies. Este es un punto clave para el monitoreo propuesto por el presente manual, al cual recomendamos prestar especial atención.

Cuadro 3. Ejemplo para la identificación de especies dominantes. Datos hipotéticos para vegetación ≥ 10 cm de d obtenidos en una parcela en bosque secundario

Especie	G (m ² ha ⁻¹)	% G	% G acumulado	Clasificación de especie
<i>Cedrela odorata</i>	4,00	18,0	18,0	dominante
<i>Cordia alliodora</i>	3,70	16,6	34,6	dominante
<i>Vochysia ferruginea</i>	3,00	13,5	48,0	dominante
<i>Capparis pittieri</i>	1,70	7,6	55,7	dominante
<i>Casearia arborea</i>	1,67	7,5	63,2	dominante
<i>Simarouba amara</i>	1,45	6,5	69,7	dominante
<i>Alchornea latifolia</i>	1,45	6,5	76,2	dominante
<i>Laetia procera</i>	1,20	5,4	81,6	dominante
<i>Virola sebifera</i>	0,95	4,3	85,9	no dominante
<i>Pentaclethra maculoba</i>	0,90	4,0	89,9	no dominante
<i>Miconia punctata</i>	0,90	4,0	93,9	no dominante
<i>Psychotria panamensis</i>	0,50	2,2	96,2	no dominante
<i>Ardisia fimbriifera</i>	0,45	2,0	98,2	no dominante
<i>Dendropanax arboreus</i>	0,40	1,8	100,0	no dominante
Total	22,27	100		

Gremios ecológicos

3

Indicador 3.1 Riqueza absoluta y relativa de especies ≥ 10 cm de d por gremio ecológico

Indicador 3.2 Abundancia absoluta y relativa de individuos ≥ 10 cm de d por gremio ecológico, estimadas para el total de individuos y por clases de tamaño

Indicador 3.3 Área basal absoluta y relativa de individuos ≥ 10 cm de d por gremio ecológico, estimadas para el total de individuos y por clases de tamaño

La metodología para evaluar gremios ecológicos consiste en registrar en campo el d y la identidad taxonómica a nivel de especie o morfoespecie de cada individuo de árbol ≥ 10 cm de d . Con la lista de especies obtenida se asigna a cada una de ellas el gremio ecológico al que pertenece. Para bosques secundarios en zonas húmedas proponemos utilizar las categorías de gremio: heliófita efímera, heliófita durable y esciófita, tal como se describe en la sección 2; para bosques estacionalmente secos proponemos que cada individuo se asigne a los gremios: pionera de lento crecimiento y larga vida y pionera de rápido crecimiento de corta vida (ver sección 3). Listas de especies y gremios han sido construidas para algunos países como Costa Rica, sugerimos utilizarlas y también consultar expertos para asignar gremios a especies.

Una vez completada la base de datos con las especies y su respectivo gremio se procede a estimar la riqueza de especies (número de especies), el número de individuos y área basal -total y relativo- por categoría de gremio. Para el análisis a nivel de gremios de abundancia, área basal y número de especies por clases de tamaño proponemos utilizar un rango de clase diamétrica igual a 10 cm.

4

Individuos remanentes

Indicador 4.1 Riqueza de especies remanentes ≥ 10 cm de d

Indicador 4.2 Abundancia de individuos remanentes ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 4.3 Área basal de individuos remanentes ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 4.4 Abundancia de individuos por especie remanente ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 4.5 Estado de individuos remanentes

Por su antigüedad, los individuos remanentes en bosques secundarios, principalmente en jóvenes, suelen tener un tamaño relativamente mayor que los que se regeneran de forma natural y, por esta razón, suelen ser fácilmente reconocidos. Proponemos que cada individuo considerado remanente sea registrado, ubicado en campo a través del uso de GPS, identificado a nivel taxonómico y su d medido. También que su estado sea evaluado en términos del grado de iluminación de copa, la forma de copa, la forma de fuste y el grado de competencia por lianas.

Con los datos se ubican espacialmente los individuos remanentes en un mapa y se calcula la riqueza de especies (número de especies), el número de individuos y área basal -total y por especie. Para análisis por clases de tamaño proponemos utilizar un rango de clase diamétrica igual a 10 cm.

Cuadros de frecuencias de número de individuos por clases de iluminación de copa, forma de copa, forma de fuste y grado de competencia por lianas son elaborados, esto para el total de individuos y por especie.

5

Vegetación de importancia ecológica

Indicador 5.1 Riqueza absoluta y relativa de especies de importancia ecológica ≥ 10 cm de d

Indicador 5.2 Abundancia total y relativa de individuos de importancia ecológica ≥ 10 cm de d

Indicador 5.3 Abundancia por especie y/o grupos de especies de importancia ecológica ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 5.4 Área basal por especie y/o grupos de especies de importancia ecológica ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño

Indicador 5.5 Estado de individuos de importancia ecológica

Recomendamos registrar e identificar a nivel de especie o morfoespecie todo individuo ≥ 10 cm de d . Con esta información se genera una lista total de especies y se identifican aquellas que se consideran de importancia ecológica. Esta lista puede elaborarse de forma participativa con el propietario del bosque, pobladores de la zona y técnicos. Una vez identificadas las especies de importancia ecológica se mide el d y se califica su grado de iluminación de copa y de competencia con lianas. Para el agrupamiento de especies pueden considerarse aspectos relacionados a su papel en el ecosistema, por ejemplo: grupos de árboles, lianas o palmas que proveen fruto a la fauna.

Con los datos se contabiliza la riqueza de especies de importancia ecológica y la abundancia absoluta y relativa de cada especie o agrupamiento de especies en el sitio, esto para el total de individuos y por clase de tamaño (rango de clase diamétrica igual a 10 cm). Se estima además el área basal total y por clase de tamaño. Cuadros de frecuencias de número de individuos por clases de iluminación de copa y grado de competencia por lianas son elaborados.

6

6. Mecanismos de dispersión de semillas

Indicador 6.1 Riqueza absoluta y relativa de especies ≥ 10 cm de d según mecanismo de dispersión de semillas

Indicador 6.2 Abundancia absoluta y relativa de individuos ≥ 10 cm de d según mecanismo de dispersión de semillas, total y por clases de tamaño

Cada individuo de planta ≥ 10 cm de d es registrado, contado e identificado a nivel de especie o morfoespecie. Con esta información se construye una lista total de especies y, a cada una, se le asigna el mecanismo de dispersión de semillas. Para esto proponemos seguir los criterios morfológicos descritos por Van Der Pijl (1982) y clasificar cada especie en: *anemócora*, cuando las diásporas son adaptadas a la dispersión por el viento; *zoócora*, cuando las diásporas son adaptadas a la dispersión por animales, donde puede presentarse endozoocoria, en caso de frutos comestibles que atraen a animales que pueden dispersar las semillas al transportarlas en su tracto digestivo y depositarlas con las heces, o ectozoocoria, cuando las semillas o frutos tienen estructuras como ganchos o sustancias pegajosas con las que quedan prendidas en el pelo de los mamíferos o en las plumas de las aves. Por último, está la dispersión *autócora*, cuando las diásporas son dispersadas por gravedad o dehiscencia explosiva. Otras clasificaciones pueden utilizarse en tanto haya consistencia en su aplicación durante el monitoreo.

Con los datos se estima la riqueza de especies y el número de individuos según el mecanismo de dispersión. Los datos se calculan en valores absolutos y relativos para el total de especies e individuos, y por clase de tamaño (rango de clase diamétrica igual a 10 cm).

7

Eventos de perturbación: incendios forestales

Indicador 7.1 Número y frecuencia de incendios forestales al interior del bosque

Indicador 7.2 Área de bosque afectada por incendios y proporción con respecto al total

Para incendios forestales se propone registrar los eventos de incendios ocurridos al interior de todo el bosque, contabilizando su número y fecha de ocurrencia. También estimar en campo el área impactada y construir mapas que muestren el área y la distribución de incendios. Con esta información pueden identificarse áreas críticas por impacto de incendios y tomar medidas para reducir estos eventos. Se pueden diseñar muestreos en áreas afectadas para evaluar el impacto en vegetación, para lo cual recomendamos el monitoreo de vegetación ≥ 10 cm de d (componentes 1, 2, 3, 5 y 9) y de regeneración (componente 11).

Indicadores silvícolas

Árboles semilleros

8

- Indicador 8.1** Abundancia de árboles semilleros, total y por clases de tamaño
- Indicador 8.2** Área basal de árboles semilleros, total y por clases de tamaño
- Indicador 8.3** Abundancia por especie de árboles semilleros, total y por clases de tamaño
- Indicador 8.4** Estado de árboles semilleros

Este componente pretende establecer el número, área basal y estado de los árboles semilleros. Cada semillero es registrado y ubicado en campo con GPS y su d medido. Es además identificado a nivel de especie y calificado en cuanto a su grado de iluminación de copa, forma de copa, forma de fuste y competencia por lianas.

Con los datos se elabora un mapa con la ubicación de los árboles semilleros, se calcula la abundancia y área basal de árboles semilleros, total y por especie. Para el análisis por clase de tamaño se utiliza un rango de clase diamétrica igual a 10 cm. Cuadros de frecuencias de número de individuos por clases de iluminación de copa, forma de fuste, forma de copa y grado de competencia por lianas son elaborados.

Árboles maderables

9

- Indicador 9.1** Abundancia absoluta y relativa de árboles maderables ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.2** Abundancia por especie de árboles maderables ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.3** Área basal absoluta y relativa de árboles maderables ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.4** Área basal por especie de árboles maderables ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.5** Abundancia de árboles maderables por grupo comercial ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.6** Área basal de árboles maderables por grupo comercial ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.7** Volumen comercial de árboles maderables ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.8** Volumen comercial de árboles maderables por grupo comercial ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.9** Crecimiento diamétrico, basimétrico y volumétrico de árboles maderables ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.10** Crecimiento diamétrico, basimétrico y volumétrico de árboles maderables por grupo comercial ≥ 10 cm de d , total y por clases de tamaño
- Indicador 9.11** Reclutamiento y mortalidad de árboles maderables ≥ 10 cm de d

Todo árbol de especie maderable ≥ 10 cm de d es identificado y su d medido. Se propone estimar de forma visual su altura comercial en metros. Para evaluar el estado de las poblaciones de árboles maderables se calificará a cada individuo su grado de iluminación de copa, forma de copa, forma de fuste y el grado de competencia de lianas. También proponemos categorizar las especies por su valor o aceptación comercial para aserrío. Un método sencillo y ampliamente utilizado es calificar a las especies como de maderas duras (alto valor comercial), semiduras (valor medio) y suaves (valor bajo).

Con los datos reunidos se estima el número de individuos, área basal y volumen para todo el grupo de especies maderables, para los agrupamientos (de alto, medio y bajo valor comercial) y para las especies individuales; esto para el total de individuos y por clase de tamaño, utilizando un rango diamétrico de 10 cm. Datos de incremento diamétrico, basimétrico y volumétrico, total y por clase diamétrica, son estimados para las categorías antes referidas. También se estiman las tasas de reclutamiento y mortalidad.

Esta información permitirá estimar los tiempos de paso entre categorías diamétricas y aproximar las existencias futuras de madera en el bosque. Especial interés reviste el análisis de las especies comerciales en la clase diamétrica inmediatamente menor y mayor al DMC.

Deseables sobresalientes

10

Indicador 10.1 Abundancia de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < diámetro mínimo de corta (DMC), total y por clases de tamaño

Indicador 10.2 Abundancia por especie de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño

Indicador 10.3 Área basal de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño

Indicador 10.4 Área basal por especie de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño

Indicador 10.5 Volumen comercial de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño

Indicador 10.6 Crecimiento diamétrico, basimétrico y volumétrico de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC, total y por clases de tamaño

Indicador 10.7 Estado de árboles deseables sobresalientes con $d \geq 10$ cm < DMC

Combinando los criterios de aceptación comercial (ver metodología para el componente 9, *árboles maderables*), altura, d y forma de fuste, se debe seleccionar un individuo dentro de cada una de las parcelas de 10 m x 10 m, el cual se denomina como deseable sobresaliente (DS). El DS debe ser un árbol comercialmente deseable, el mejor (el de madera más valiosa, el más alto, el de mayor d), con $d \geq 10$ cm < DMC, de un solo tallo, de buena forma, con una sección recta de por lo menos tres metros de largo, sin defectos, deformaciones o nudos grandes, con una inclinación sobre la vertical no mayor de 20°, copa bien formada y vigorosa (Pinelo 2004). Si no existiera tal árbol en la parcela deberá reportarse como vacía.

Al DS seleccionado debe registrarse su especie, d , altura comercial (estimada visualmente), forma de fuste, forma de copa, grado de iluminación y competencia por lianas. Si un DS muere por causas naturales -o es cosechado- debe anotarse en el formulario y seleccionar otro DS en la parcela, lo mismo si durante el monitoreo se detecta que otro árbol puede asumir el papel de DS por cumplir mejor con los criterios establecidos.

Los datos reportados son para el conjunto de DS y por especie. Se calcula la abundancia, área basal y volumen, total y por clase de tamaño considerando un rango diamétrico de 10 cm. Se elaboran cuadros de frecuencias de número de individuos por clases de iluminación de copa, forma de fuste, forma de copa y grado de competencia por lianas. Análisis de incrementos diamétricos, basimétricos y volumétricos son realizados.

Regeneración de especies

Para este componente se propone dividir la regeneración natural del bosque en dos categorías y evaluar su estado y condición. Una lista de especies maderables debe ser construida previo a su evaluación en campo; participan en su elaboración el propietario del bosque, técnicos y pobladores. A continuación se detallan las categorías de tamaño y los procedimientos para su monitoreo:

Vegetación ≥ 5 cm d < 10 cm d (latizal alto)

Indicador 11.1 Abundancia total, por grupo comercial y por especie de latizal alto

Indicador 11.2 Área basal total, por grupo comercial y por especie de latizal alto

Indicador 11.3 Estado de individuos de latizal alto

Indicador 11.4 Reclutamiento y mortalidad de individuos de latizal alto

En cada una de las cuatro parcelas de 10 m x 10 m que se encuentran en las esquinas de la parcela de 50 m x 50 m, se mide el d de todo individuo ≥ 5 cm d < 10 cm y se califica como maderable o no maderable. Los individuos de especies maderables se identifican a nivel de especie y los no maderables se identifican a nivel de especie o morfoespecie, esto por ser las primeras más conocidas que las segundas. A los individuos de especies maderables se les califica su estado evaluando la forma de fuste y el grado de iluminación.

Para esta categoría de tamaño se elabora una lista de especies y se estima la abundancia y área basal total, por grupo comercial (maderable y no maderable) y por especie. Se calculan tasas de reclutamiento y mortalidad para los árboles maderables. Cuadros de frecuencias de número de individuos maderables por clases de iluminación de copa y forma de fuste son elaborados.

Árboles maderables altura $\geq 1,5$ m < 5 cm d (latizal bajo)

Indicador 11.5 Abundancia total, por grupo comercial y por especie de árboles maderables de latizal bajo

Indicador 11.6 Estado de individuos de latizal bajo

En cada una de las cuatro parcelas de 5 m x 5 m que se encuentran en las esquinas de la parcela de 50 m x 50 m se miden los individuos de vegetación con este tamaño. Son identificados a nivel de especie, se les mide el d o, si su altura es menor a 1,3 m, se estima la altura. También se les califica el grado de iluminación de copa.

Se determina la abundancia total de individuos maderables y se elabora una lista de especies y su abundancia. Un cuadro de frecuencia de número de individuos por clases de iluminación de copa es construido.

12

Individuos plantados en tratamientos silviculturales

Indicador 12.1 Abundancia de individuos plantados, total y por clases de tamaño

Indicador 12.2 Abundancia de individuos plantados por especie, total y por clases de tamaño

Indicador 12.3 Área basal de individuos plantados, total y por especie

Indicador 12.4 Estado de individuos plantados

En el momento de su siembra, a cada individuo plantado se le registra su especie, altura, grado de iluminación de copa y ubicación dentro del bosque. Se le coloca además una placa con código único para su identificación en campo. El monitoreo consiste en visitar periódicamente los individuos y registrar el grado de iluminación de copa, la altura total o, si la altura es mayor a 1,3 m, el *d*.

Se estima la abundancia, área basal y tasas de mortalidad total y por especie. Cuadros de frecuencias de número de individuos por clases de altura y de iluminación de copa son elaborados.

13

Productos no maderables del bosque (PNMB)

Una definición construida por Villalobos y Ocampo (1997) refiere como PNMB a “todos los productos renovables y tangibles diferentes a los productos madera, leña y carbón, derivados del bosque o cualquier tierra de uso similar”. Abarca toda la gama de productos vegetales, excluyendo la madera en todas sus formas, como resinas, especias, ornamentales, fibras, hojas para forraje y construcción de techos, frutos, semillas, cortezas, y la fauna del bosque. Este manual sigue la recomendación de Villalobos y Ocampo (1997) en el sentido de restringir el concepto de PNMB a los bienes o productos obtenidos a partir de las especies del bosque, sin incluir los servicios que aportan, como protección de fuentes de agua, conservación de suelos, regulación de clima y recreación.

En vista de la alta diversidad de PNMB que pueden existir en un bosque, nuestra recomendación es que, partiendo del interés del propietario del bosque en aprovechar algún PNMB específico, se definan indicadores para el monitoreo y se diseñe un sistema de muestreo apropiado que considere sus características. El diseño de muestreo podría utilizar la misma red de parcelas que se propone para el monitoreo de otros indicadores sugeridos en este manual, por ejemplo, en el caso de alguna planta leñosa con propiedades medicinales. Si no fuera este el caso, deberán emplearse otros tipos de muestreo para su monitoreo, como sucedería con plantas ornamentales que se encuentran en la copa de los árboles (p.e. orquídeas) o insectos. Esto lo dejamos a criterio del propietario y del técnico forestal que lo asesora.

Literatura

- Aide, TM; Clark, ML; Grau, R; López-Carr, D; Levy, MA; Redo, D; Bonilla-Moheno, M; Riner, G; Andrade-Núñez, MJ; Muñiz, M. 2012. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45(2):262–271.
- Aide, TM; Zimmerman, JK; Pascarella, JB; Rivera, L; Marcano-Vega, H. 2000. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 8(4): 328–338.
- Aide, TM; Zimmermann, JK; Herrera, L; Rosario, M; Serrano, M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77:77–86
- Alder, D; Synnott, TJ. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford, United Kingdom, Oxford Forestry Institute.
- Andel, T. van. 2001. Floristic composition and diversity of mixed primary and secondary forests in northwest Guyana. *Biodiversity and Conservation* 10:1645–1682.
- Aragao, LEOC; Shimabukuro, YE. 2010. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science* 328(5983):1275–1278.
- Asner, GP; Rudel, TK; Aide TM; DeFries R; Emerson R. 2009. A contemporary Assessment of Change in Humid Tropical Forests. *Conservation Biology* 23(6):1386–1395.
- Baur, CN. 1964. The ecological basis of rainforest management. Sydney, A.C.T., Forestry Commission of NSW. 499 p.
- Bird, DW; Bird, RB; Codding, BF. 2016. Pyrodiversity and the Anthropocene: the Role of Fire in the Broad Spectrum Revolution. *Evolutionary Anthropology* 25:105–116.
- Blasco, F. 1983. The transition from open forest to savanna in continental Southeast Asia. In Bourliere, F (ed.). *Tropical savannas*. Amsterdam, the Netherlands, Elsevier. p. 167–181.
- Bond, WJ; Woodward, FI; Midgley, GF. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165(2):525–538.
- Buckingham, K; Ray, S; Stolle, F; Zoveda, F. 2016. Measuring progress for forest and landscape restoration. Rome, Italy, FAO. 40 p. (Working Paper Version 1.0).
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba* 15:40–42.
- Camacho, M. 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical: Guía para el establecimiento y medición. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 52 p. (Serie Técnica. Manual Técnico no. 42).
- Camargo, JLC; Ferraz, IDK; Imakawa, AM. 2002. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology* 10:636–644.
- Carignan, V; Villard, MA. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78 45–61.
- Chazdon, R. 2014. *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. Chicago, United States of America, The University of Chicago Press. 472 p.
- Chazdon, R; Peres, CA; Dent, D; Sheil, D; Lugo, AE; Lamb, D; Stork, NE; Miller, SE. 2009. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology* 23(6):1406–1417.
- Chazdon, T; Letcher1, S; van Breugel, M; Martínez-Ramos, M; Bongers, F; Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions Royal Soc Lond B Biol Sci.* 362(1478):273–289.
- Chokkalingam, U; de Jong, W. 2001. Secondary forest: a working definition and typology. *The International Forestry Review* 3(1):19–26.
- Clark, DA; Clark, DB. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62(3):315–344.
- Corlett, RT. 1994. What is secondary forest? *Journal of Tropical Ecology* 10(03):445–447.
- Cornelissen, JHC; Lavorel, S; Garnier, E; Díaz, S; Buchmann, N; Gurvich, DE; Reich, PB; ter Steege, H; Morgan, HD. var der Heijden, MGA; Pausas, JG; Pooter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional trait worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335–380.
- Curtis, J; McIntosh, R. 1951. An upland forest continuum in the pariré-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32:476–496.
- D’Antonio, CM; Vitousek, PM. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:63–87.
- Dauber, E; Fredericksen, TS; Peña-Claros, M. 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 214(1–3):294–304.
- Dawkins, HC 1958. *The management of Tropical High Forest with special reference to Uganda*. Oxford, United Kingdom, University of Oxford. Institute Paper no. 34). 155 p.
- Denslow, JS; Guzmán, S. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science* 11:201–212.
- Detlefsen, G; Somarriba, E (eds.). 2012. *Producción de madera en sistemas agroforestales de Centroamérica*. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 244 p. (Serie Técnica. Manual Técnico 109).
- Díaz, S; Quétier, F; Cáceres, DM; Trainor, SF; Pérez-Harguindeguy, N; Bret-Harte, MS; Finegan, B; Peña-Claros, M; Poorter, L. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature’s benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:895–902.
- Emrich, A; Pokorny, B; Sepp, C. 2000. The Significance of Secondary Forest Management for Development Policy. Eschborn, Germany, GTZ. 25 p. (TÖB Series No.: FTWF-18e).
- Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12:2–7.

- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 1985. Ordenación forestal de los trópicos para uso múltiple e intensivo: estudios de ejemplos de India, África, América Latina y el Caribe. Roma, Italia. 19 p. (Estudio FAO Montes 55).
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Roma, Italia. Disponible en www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s.pdf.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma, Italia. 119 p.
- Fearnside, PM; Guimaraes, WM. 1996. Carbon uptake by secondary forest in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80(1-3):35-46.
- Feldpausch, TR; Rondon, MA; Fernandes, ECM; Riha, SJ; Wandelli, E. 2004. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. *Ecological Applications* 14(4): S164-S176.
- Fensham, RJ; Fairfax, RJ; Butler, DW; Bowman, DMJS. 2003. Effects of fire and drought in a tropical eucalypt savanna colonized by rain forest. *Journal of Biogeography* 30:1405-1414.
- Ferris, R; Humphrey, JW. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72:313-328.
- Figueiredo, IB. 2002. Padroes de polinizacao e dispersao de sementes de espécies arbóreas de floresta estacional decidual, Brasil Central. Rio Claro, SP, Brazil, UNESP. (Bachelor Monograph).
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 30 p. (Serie Técnica. Informe Técnico No. 188). 30 p.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *Trend in Ecology and Evolution* 11(3):119-124.
- Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121:159-176.
- Finegan, B; Delgado, D. 2000. Structural and floristic heterogeneity in a 30 year old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology* 8(4):380-393.
- Finegan, B; Hayes, J; Delgado, D; Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. WWFCentroamérica/PROARCA/CATIE/OSU. 116p
- Finegan, B; Nasi, R. 2004. The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Isaac, AN (eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, DC, United States of America, Island Press. pp. 153-197.
- Frankie, GW; Baker HG; Opler, PA. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 62:881-919.
- Frankie, GW; Baker, HG; Opler, PA. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *J. Ecol.* 62:881-899.
- Fredericksen, T; Contreras, F; Pariona, W. 2001. Guía de silvicultura para bosques tropicales de Bolivia. Santa Cruz, Bolivia, Proyecto BOLFOR.,
- Gehring, C; Denich, M; Vlek, PLG. 2005. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 21:519-527.
- Gerhardt, K. 1994. Seedling development of four tree species in secondary tropical dry forest in Guanacaste, Costa Rica. Doctoral Thesis. Stockholm, Sweden Uppsala University, (Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 39).
- Gerhardt, K. 1996. Germination and development of sown mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in secondary tropical dry forest habitats in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 12:275-289.
- Gillespie, T W Grijalva, A; Farris, CN. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147:37-47.
- Goldammer, JG. 1993. Fire management in Tropical Forests. In Pancel, L; Köhl, M (ed.). *Tropical Forestry Handbook*. Berlin, Germany, Springer-Verlag. p. 2659-2710.
- Graaf, NR de. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Wageningen, Holanda, Agricultural University. 250 p.
- Granda-Moser, V; Finegan, B; Ramos Bendaña, ZS; Detlefsen, G; Molina, A. 2015. Potencial de manejo de bosques restaurados por sucesión natural secundaria en Guanacaste, Costa Rica: Composición, diversidad y especies maderables. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 56 p. (Serie Técnica, Boletín Técnico no. 78)
- Grime, JP. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86:902-910.
- Griz, LMS; Machado, ICS. 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the Northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17:303-321.
- Guariguata, M; Kattan, G (eds). 2002. *Ecología y conservación de bosques Neotropicales*. Cartago, Costa Rica, LUR. 691 p.
- Guariguata, M; Ostertag, R. 2001. Neotropical forest succession changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206.
- Guevara, S; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Plant Ecology* 107:319-338.
- Gutiérrez, E; Moreno, R; Villota, N. 2013. Guía de cubicación de madera. Pereira, Colombia, CARDER/ Unión Europea. 44 p.
- Henderson, J; Graaf, NR. de. 1986. Algunas notas sobre el manejo del bosque tropical húmedo en Surinam. In *Seminarios Internacional sobre Manejo de Bosque Tropical Húmedo en la región de Centroamérica (1986, Siguatepeque, Honduras)*. Siguatepeque, Honduras.
- Higgs, ES. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology* 11(2):338-348.
- Holdridge, LR. 1967. *Life zone ecology*. San José, Costa Rica, Tropical Science Center.

- Hopkins, B. 1992. Ecological processes at the forest-savanna boundary. In Furlley, PA.; Proctor, J; Ratter, JA (eds.). *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*. London, United Kingdom, Chapman & Hall.. p. 21-33.
- Howe, HF; Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:201-228.
- Hutchinson, ID. 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 39 p. (Serie Técnica, Informe Técnico No. 204).
- Janzen, DH. 1988. Tropical dry forests, the most endangered major tropical ecosystem. In Wilson, EO (ed.) Washington, D.C., United States of America, Biodiversity National Academy Press. p. 130-137.
- Janzen, DH. 2002. Tropical dry forest: area de conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica. In Perrow, M; Davy, AJ (eds.). *Handbook of Ecological Restoration*, Vol. II. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press.
- Jennings, S; Brown, ND; Sheil, D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* (72):1:59-73.
- Justiniano, MJ; Fredericksen, TS. 2000. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. *Biotropica* 32:276-281.
- Kennard, DK. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18:53-66.
- Kennard, DK; Gould, K; Putz, FE.; Fredericksen, T S.; Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162:197-208.
- Khurana, E; Singh, JS. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28:39-52.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Trad. A. Carrillo. Eschborn, Germany, GTZ. 335 p.
- Legendre, P; Legendre, L. 2012. *Numerical Ecology*, Volume 24. 3rd Edition. Amsterdam, The Netherlands, Elsevier. 1006 p.
- Lohbeck, M; Lebrija-Trejos, E; Martínez-Ramos, M; Meave, JA; Poorter, L; Bongers, F. 2015. Functional trait strategies of trees in dry and wet tropical forests are similar but differ in their consequences for succession. *PLoS ONE* 10(4): e0123741. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123741>
- Lohbeck, M; Poorter, L; Lebrija-Trejos, E; Martínez-Ramos, M; Meave, JA.; Paz, H; Pérez-García, EA.; Romero-Pérez, IE.; Taura, A; Bongers, F. 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* 94(6):1211-1216.
- Magurran, AE. 2013. *Measuring Biological Diversity*. Wiley Blackwell. 264 p.
- Marod, D; Kutintara, U; Tanaka, H; Nakashizuka, T. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. *Plant Ecology* 161:41-57.
- Marod, D; Kutintara, U; Tanaka, H; Nakashizuka, T. 2004. Effects of drought and fire on seedling survival and growth under contrasting light conditions in a seasonal tropical forest. *Journal of Vegetation Science* 15:691-700.
- Mascaro, J; Asner, GP; Muller-Landau, HC; van Breugel, M; Hall, J; Dahlin, K. 2011. Controls over aboveground forest carbon density on Barro Colorado Island, Panama. *Biogeosciences* 8:1615-1629.
- McLaren, K P; McDonald, MA. 2003b. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management* 183:61-75.
- McLaren, KP; McDonald, MA. 2003a. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. *Journal of Tropical Ecology* 19:567-578.
- Menaut, JC; Lepage, M; Abbadie, L. 1995. Savannas, woodlands and dry forests in Africa. In Bullock, SA; Mooney, HA; Medina, E (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. New York, United States of America, Cambridge University Press. P. 64-92.
- Messer, JJ; Linthurst, RA; Overton, WS. 1991. An EPA program for monitoring ecological status and trends. *Environmental Monitoring and Assessment* 17(1):67-78
- Miller, PM. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15(2):179-188.
- Minae (Ministerio de Ambiente y Energía, Costa Rica). 2014. *Manual de campo inventario forestal nacional de Costa Rica: diseño de parcela y medición de variables de sitio y dasométricas*. Fallas, J (ed.). San José, Costa Rica. 74 p.
- Mooney, H A; Bullock, SH; Medina, E. 1995. Introduction. In Bullock, SH; Mooney, HA; Medina, E (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. New York, United States of America, Cambridge University Press. P. 1-8.
- Morellato, LPC; Talora DC; Takahasi, A; Bencke, CC; Romera, EC; Zipparro, VB. 2000. Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. *Biotropica* 32(4b):811-823
- Morellato, LPC; Talora, DC; Takahasi, A; Bencke, CC; Romera, EC; Zipparro, VB. 2000. Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. *Biotropica* 32:811-823.
- Moreno, C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España, CYTED/ORCYT/S.E.A. 84 p. (M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1).
- Mostacedo, B; Fredericksen, T. 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz, Bolivia, Editora El País. 81 p.
- Murphy, P G; Lugo, AE. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67-88.
- Naciones Unidas. 2017. *Sustainable Development Goals*. Disponible en <http://www.un.org/sustainabledevelopment/>
- Norden, N; Angarita, HA.; Bongers, F; Martínez-Ramos, M; Granzow-de la Cerda, I; van Breugel, M; Lebrija-Trejos, E; Meave, JA; Vandermeer, J; Williamson, GB; Finegan, B; Mesquita, R; Chazdon, R.L. 2015. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(26):8013-8018
- Opler, PA; Baker, HG; Frankie, GW. 1980. Plant reproductive characteristics during secondary succession in neotropical lowland forest ecosystems. *Biotropica* 12(2):40-46.
- Peña-Claros, M. 2003. Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35(4):450-461.

- Pennington, RT; Prado, DE; Pendry, CA. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27(2):261–273.
- Pinelo, G. 2000. Manual para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Turrialba, Costa Rica, CATIE (Serie Técnica. Manual Técnico n° 40).
- Pinelo, G. 2004. Manual de inventario forestal integrado para unidades de manejo: Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. San José, Costa Rica, WWF/PROARCA. 47 p. (Serie Técnica no. 4).
- Portillo-Quintero, C; Sánchez-Azofeifa, GA. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144–155.
- Powers, JS; Becknell, JM; Irving, J; Peréz-Aviles, D. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258(6):959-970.
- Prodan, M. 1997. *Mensura forestal*. San José, Costa Rica, s.e. 586 p.
- Quesada, M; Sánchez-Azofeifa, A; Alvarez-Añorve, M; Stoner, K; Cabadilla, L; Calvo-Alvarado, J; Castillo, A; Espíritu-Santo, M; Fagundes, M; Fernandes, G; Gamon, J; Lopezaraiza-Mikel, M; Lawrence, D; Cerdeira, L; Powers, J; Neves, de F; Rosas-Guerrero, V; Sayago, R; Sánchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258(6): 1014–1024.
- Quesada, R. 2008. Manual para promover la regeneración natural en pastos degradados en el Pacífico Central y Norte de Costa Rica. Corporación Garro y Moya. 63 p.
- Quesada, R. 2014. Conservando el bosque secundario a través del manejo forestal sostenible: aplicando tratamientos silviculturales para el bosque del futuro. Informe de consultoría del Programa Reducción de Emisiones de la Deforestación y Degradación de Bosques en Centroamérica y República Dominicana: Apoyo en Fomento de Manejo de Bosques Secundario en Centroamérica y República Dominicana. 28 p.
- Quirós, D. 2001. Tratamientos silviculturales In *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. In Louman, B; Quirós, D; Nilsson, M (eds.). Turrialba, Costa Rica, CATIE. p. 133-153.
- Quirós, D; Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 25 p. (Serie Técnica. Informe Técnico No. 225).
- Ray, GJ; Brown, BJ. 1995. Restoring Caribbean dry forests: evaluation of tree propagation techniques. *Restoration Ecology* 3(2):86–94.
- Riley, J. 2001. Indicator quality for assessment of impact of multidisciplinary systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 87(2):121–128.
- Rundel, P. W.; Boonpragob, K. 1995. Dry forests ecosystems in Thailand. In Bullock, SH; Mooney, HA; Medina, E (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. New York, United State of America, Cambridge University Press p. 93-123.
- Saha, S; Howe, HF. 2003. Species composition and fire in a dry deciduous forest. *Ecology* 84(12):3118–3123.
- Saldarriaga, JG; West, DC; Tharp, ML; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76(4):938–958.
- Sánchez, M. 2013. Protocolo de establecimiento y medición de Parcelas Permanentes de Muestreo en bosque natural. Informe para el Observatorio de Ecosistemas forestales de Costa Rica (OEFO-CR). 47 p.
- Sánchez-Azofeifa, GA; Quesada, M; Rodríguez, JP; Nassar, J; Stoner, KE; Castillo, A; Garvin, T; Zent, E; Calvo-Alvarado, JC; Kalacska, M; Fajardo, F; Gamon, JA; Cuevas-Reyes, P. 2005. Research priorities for Neotropical dry forests. *Biotropica* 37(4):477–485.
- Sheil, D. 2001. Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. *Plant Ecology* 155(2):183–199.
- Siebert, F; Ruecker, G; Hinrichs, A; Hoffmann, AA. 2001. Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. *Nature* 414:437–440.
- Stankey, GH; Clark, RN; Bormann, BT. 2005. *Adaptive Management of Natural Resources: Theory, Concepts, and Management Institutions*. Portland, Unites States of America, USDA. 73 p.
- Steininger, M K. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16(5):689–708.
- Stoner, KE; Sánchez-Azofeifa, A. 2009. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management. *Forest Ecology and Management* 258(6):903-906.
- Uhl, C; Buschbacher, R; Serrão, EAS. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76(3):663–681.
- Valerio, J; Salas, C. 1998. Selección de prácticas silviculturales para bosques tropicales. Santa Cruz, Bolivia, Bolfor. 77 p.
- Van Der Pijl, LV. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. 3th ed. Berlin, Germany, Springer-Verlag.
- Van Nieuwstadt, MGL; Sheil, D. 2005. Drought, fire and tree survival in a Borneo rain forest, East Kalimantan, Indonesia. *Journal of Ecology* 93(1):191–201.
- Vieira, DLM; Scariot, A. 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restoration Ecology* 14(1):11–20
- Villalobos, R.; Ocampo, R (eds). 1997. *Productos no maderables del bosque en Centroamérica y el Caribe*. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 112 p. (Serie Técnica. Eventos Especiales no. 1). 112 p.
- Woods, CL; DeWalt, SJ. 2013. The conservation values of secondary forest for vascular epiphytes In Central Panama. *Biotropica* 45(1):119-127.
- Woods, K; Elliott, S. 2004. Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. *Journal of Tropical Forest Science* 16(2):248–259.
- Wortley, L; Hero, J-M; Howes, M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21(5):537–543. doi:10.1111/rec.12028

ANEXO I

Descripción de variables propuestas para el monitoreo

Diámetro a la altura del pecho (d): se mide de acuerdo a protocolos estándares como el de Alder y Synnott (1992), Pinelo (2000) y Camacho (2000) o los utilizados en los países para inventarios forestales (por ejemplo, Minae 2014). La medición se realiza a 1,3 metros de altura sobre el suelo (conocido como “altura de pecho”), salvo excepciones por deformaciones o daños en el tallo a esa altura. Se utiliza normalmente una cinta diamétrica de fibra de vidrio o metal, o también una forcípula, una regla de Biltmore o una cinta métrica (Prodan 1997). Esta variable, sencilla de medir, es de suma importancia ya que permite calcular el área basal de los árboles y el volumen. A partir de varias mediciones del d , se estima el crecimiento del tallo o fuste en diámetro, o de sus derivados de área basal y volumen. La Figura 4 muestra formas de medir el d .

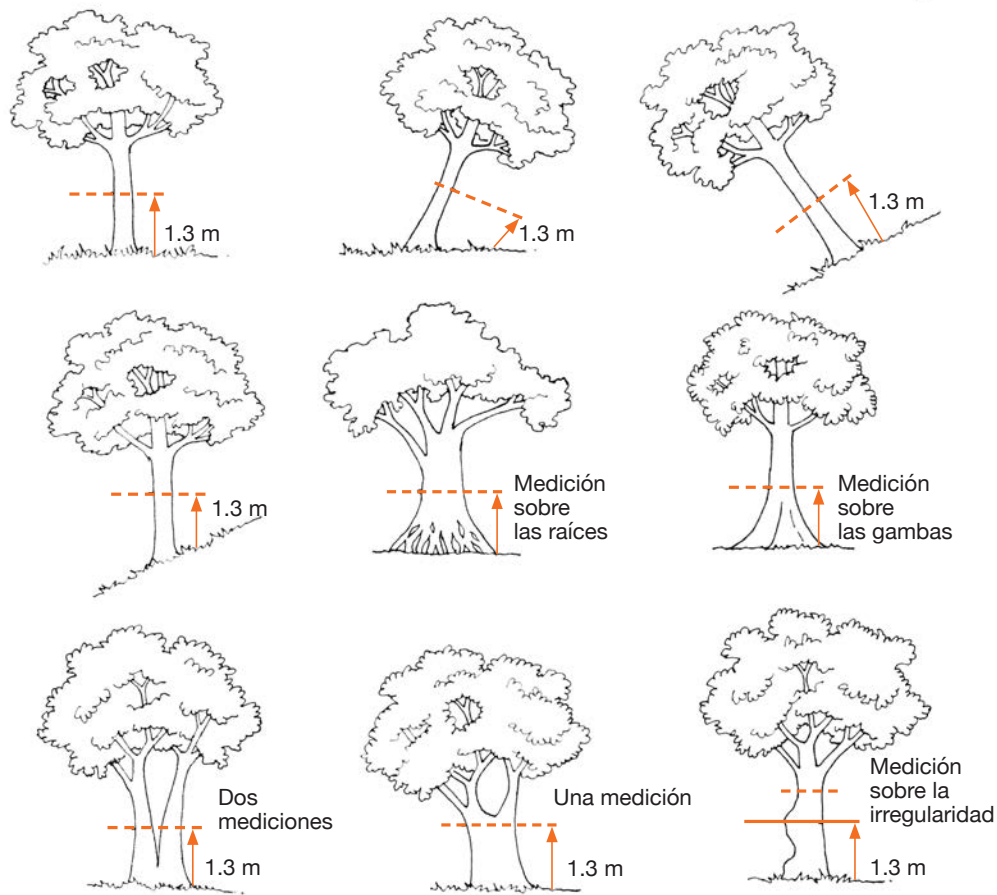


Figura 4. Medición del d de los árboles (tomado de Camacho 2000)

Altura comercial: corresponde a la altura del árbol que es aprovechable para aserrío (para obtener madera en troza). Prodan (1997) muestra una lista de instrumentos para estimar la altura de los árboles, siendo los más utilizados el hipsómetro (Haga, clinómetro, Merrit y, el instrumento más avanzado, el Vertex). Sin embargo, en campo, y específicamente en condiciones de bosque secundario con alta densidad de sotobosque, resulta difícil el uso de tales instrumentos. Normalmente, se acostumbra estimar la altura comercial de los árboles de forma visual o utilizando una vara de 2,5 metros de longitud (largo promedio de una troza) colocada junto al fuste del árbol.

Identificación taxonómica: En estudios de biodiversidad vegetal en bosques la identificación de los individuos a nivel de especie es un punto clave. También lo es para propósitos silvícolas, para determinar las existencias de madera por especie y el estado de sus poblaciones. La toma de decisiones para manejo, por ejemplo la aplicación de tratamientos silviculturales, obliga a conocer las especies que están siendo intervenidas. Recomendamos por estas razones tener suficiente rigurosidad a la hora de identificar las especies. La identificación en campo debe realizarla una persona calificada, con conocimiento de la flora del sitio. En las comunidades rurales hay personas que conocen bastante bien las especies arbóreas y algunas incluso han recibido capacitación y realizado trabajos de inventarios forestales. Estas personas, llamadas “parataxónomos”, se encuentran altamente calificadas para identificar árboles, principalmente comerciales y de gran tamaño. Algunas especies, sin embargo, son difíciles de identificar (por ejemplo, especies no comerciales poco abundantes), y se requiere de un botánico con experiencia. Considerando la importancia de tener una identificación lo más completa posible de las especies del bosque, proponemos completar la taxonomía en la base de datos según los siguientes escenarios: i) si se cuenta con los recursos humanos y económicos necesarios, procurar una identificación taxonómica completa, a nivel de género y especie, para una mayoría de los individuos evaluados. Un botánico o parataxónomo calificado puede realizar la identificación en campo y, para aquellas especies de difícil identificación, deben prepararse muestras botánicas y solicitar el apoyo de especialistas; ii) si los recursos son limitados, procurar la identificación completa de todas las especies comerciales, sin importar el tamaño evaluado. Las especies de difícil identificación pueden ser nombradas a nivel de morfoespecie, la cual es una identidad reconocible y hasta cierto punto diferenciable de las otras. Como ejemplo de morfoespecie se tiene el caso de dos individuos de la familia Sapotaceae a los cuáles se nombra como zapotillo colorado o zapotillo blanco, por el color del envés de las hojas; esto permite diferenciarlos y tratarlos como especies distintas. Siempre habrá individuos en la base de datos bajo una condición de “desconocidos”, lo que no es aceptable es que haya una proporción alta de ellos.

Grado de iluminación de copa: la luz es uno de los recursos más importante para las plantas, y un catalizador del proceso de sucesión. Bajo condiciones de alta radiación el crecimiento de una mayoría de las especies incrementa y su mortalidad se reduce (Alder y Synnott 1992, Finegan *et al.* 1999), por lo que un objetivo del manejo silvicultural consiste en favorecer las especies comercialmente valiosas reduciendo su competencia por luz con otras especies consideradas sin valor comercial. Existen distintas formas de medir el grado de iluminación que recibe la copa de los árboles en un bosque (ver Jennings *et al.* 1999). Para propósitos de este manual proponemos utilizar una escala cualitativa sencilla de cinco puntos propuesta por Dawkins (1958) la cual ha sido modificada por Hutchinson (1993), Clark y Clark (1992) y Sánchez (2013), para considerar otras condiciones de iluminación. La escala que proponemos utilizar (Figura 5) es la de Hutchinson (1993) que consiste en asignar al individuo evaluado un valor del 1 al 5 de la siguiente manera:

1. **Luz plena:** si la copa del individuo está plenamente expuesta a iluminación lateral y vertical, ya sea porque se encuentra en un claro grande o es emergente
2. **Luz plena vertical:** cuando la copa está plenamente iluminada desde arriba, en proyección vertical, y la luz lateral se encuentra total o parcialmente bloqueada por otras copas
3. **Alguna luz vertical:** si la copa está parcialmente iluminada desde arriba, en proyección vertical, y la luz lateral está total o parcialmente bloqueada por otras copas
4. **Luz lateral:** cuando la copa presenta iluminación lateral solamente
5. **Sin luz vertical o lateral:** Cuando la copa no recibe luz directa (ni en proyección vertical ni lateral)

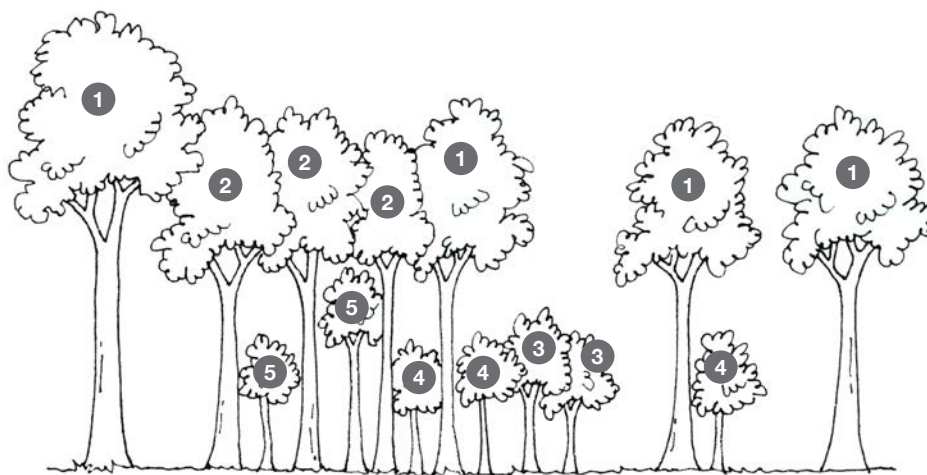


Figura 5. Ejemplos del grado de iluminación de copa (modificado de Jennings *et al.* 1999)

La evaluación del grado de iluminación de copa en árboles deseables sobresalientes (ver componente 10, Cuadro 1) ofrece información para la toma de decisiones sobre la aplicación o no de tratamientos silviculturales. Estos pretenden reducir la competencia por luz y favorecer el crecimiento de estos árboles comercialmente valiosos. Quesada (2014), recomienda la aplicación de un tratamiento de liberación cuando en un bosque más del 40% de los árboles deseables sobresalientes presenten una condición de iluminación de copa de 3, 4 ó 5, según la escala Hutchinson (1993), es decir, experimenten competencia significativa por el recurso luz.

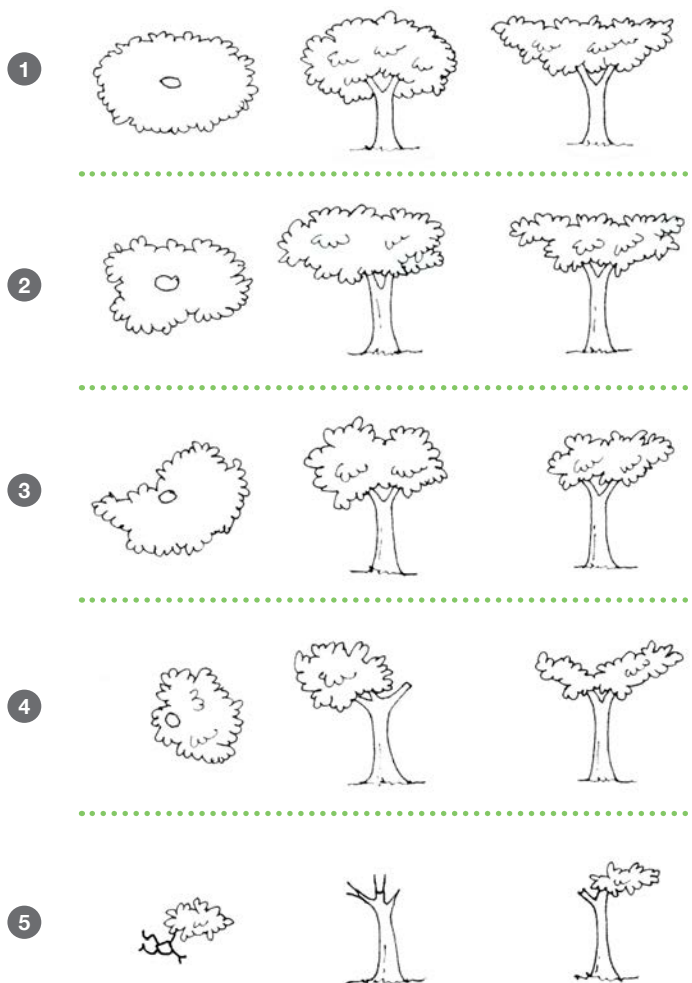
El Cuadro 4 contiene datos de evaluación del grado de iluminación de copa para deseables sobresalientes en un bosque secundario, donde el diámetro mínimo de corta es de 30 cm. Sumando los datos de abundancia relativa para árboles en condiciones de luz 3, 4 y 5, se tiene que un 67,9% de los individuos se encuentran dentro de alguna de estas categorías, y por tanto se recomienda mejorar su condición mediante la aplicación de un tratamiento silvicultural.

Cuadro 4. Número de árboles deseables sobresalientes por hectárea según grado de iluminación de copa (Hutchinson 1993)

Categoría diamétrica (cm)	Grado de iluminación de copa					Total
	1	2	3	4	5	
10-20	5,9	5,3	12,2	6,8	2,9	33,1
20-30	5,7	2,9	8,1	8,3	3,5	28,5
Total	11,6	8,2	20,3	15,1	6,4	61,6
Abundancia relativa (%)	18,8	13,3	33,0	24,5	10,4	100

Forma de copa: esta variable está asociada a la capacidad de los individuos de capturar la luz en el bosque. Es por tanto un indicador indirecto de su crecimiento y mortalidad. Una forma sencilla de calificar la copa en individuos es asignándole una de las siguientes cinco categorías (Dawkins 1958, modificada por Hutchinson 1993).

1. Copa perfecta, círculo completo
2. Copa con buena forma (círculo irregular)
3. Copa claramente asimétrica y rala o escasa
4. Copa pobre, fuertemente asimétrica con pocas ramas principales
5. Vivo sin copa o con copa muy pobre, con una o pocas ramas solamente

**Figura 6.** Formas de las copas de los árboles (tomado de Dawkins 1958 y adaptado por Sánchez 2013)

Grado de competencia por lianas: las lianas en un bosque constituyen fuertes competidoras por luz, agua y nutrientes, provocando una reducción en el crecimiento y un aumento en la mortalidad de árboles. Desde el punto de vista silvícola la eliminación de lianas para favorecer a especies comercialmente valiosas o para mitigar impactos por el aprovechamiento de árboles es una actividad común y considerada hasta necesaria para efectos de un buen manejo. No obstante, su control debe ser cuidadoso ya que las lianas son parte importante de la biodiversidad del bosque: son un grupo altamente diverso, proveen gran cantidad de frutos a la fauna y permiten su desplazamiento por las copas de los árboles. La competencia de lianas en árboles comerciales suele ser evaluada en bosques manejados para producción de madera y, para efectos de este manual, proponemos utilizar la siguiente escala cualitativa (modificado de Mostacedo y Fredericksen 2000, ver también Figura 7):

1. Árbol libre de lianas en fuste y copa
2. Presencia de lianas que no afectan el crecimiento del árbol (en fuste sin estrangulamiento y/o menos de $\frac{1}{3}$ de la copa cubierta por lianas)
3. Presencia de lianas que afectan potencialmente el crecimiento del árbol (en fuste con estrangulamiento y/o más de $\frac{1}{3}$ de la copa cubierta por lianas)

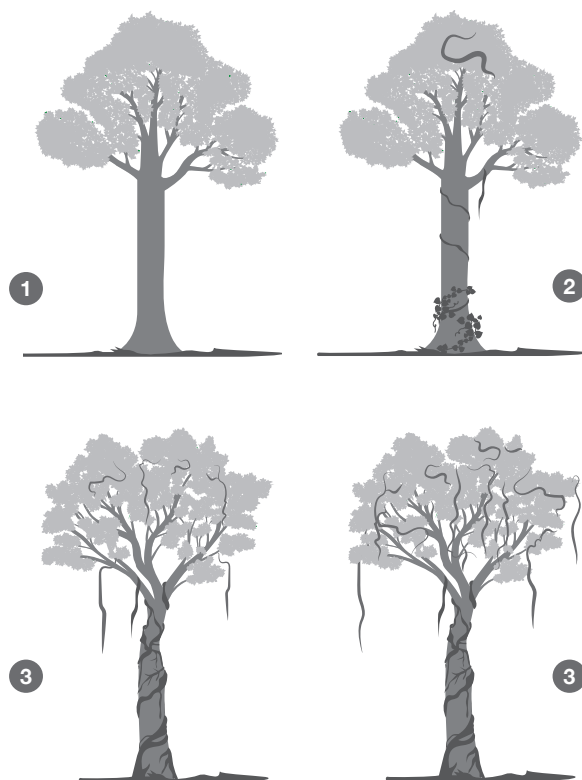


Figura 7. Grados de competencia en copa y fuste por lianas (modificado de Mostacedo y Fredericksen 2000)

Quesada (2014) propone evaluar lianas en deseables sobresalientes y aplicar un tratamiento de control cuando más del 25% de los árboles se encuentren afectados. Para propósitos de este manual, tomamos el criterio de aplicar el tratamiento cuando más de un 25% de los árboles se encuentren en la clase 3, antes descrita. Como ejemplo de la aplicación de este indicador se muestran resultados de la evaluación de competencia de lianas en deseables sobresalientes en parcelas en un bosque secundario, donde el diámetro mínimo de corta es de 30 cm (Cuadro 5). El porcentaje de árboles en la clase 3 es del 54,9% por lo que se recomienda reducir la competencia por lianas aplicando un tratamiento de corta.

Cuadro 5. Número de árboles deseables sobresalientes por hectárea según el grado de competencia de lianas

Categoría diamétrica (cm)	Grado de competencia de lianas			Total
	1	2	3	
10-20	4,9	6,5	14,3	25,7
20-30	7,8	8,6	19,5	35,9
Total	12,7	15,1	33,8	61,6
Abundancia relativa (%)	20,6	24,5	54,9	100

Forma de fuste: indica el grado de inclinación respecto a un eje vertical y la calidad de madera para aserrío a obtener durante la cosecha (Fredericksen *et al.* 2001). La forma de fuste se evalúa en árboles según la siguiente escala de calidad (ver Figura 8):

1. Fuste recto y rollizo en la mayoría de su extensión, sin deformación o enfermedad. Podría proporcionar dos trozas cilíndricas de 3,5 metros para aserrío.
2. Fuste con una sección rolliza aserrable de 3,5 metros, puede presentar deformación o bifurcaciones.
3. Fuste retorcido, acanalado, inclinado, hueco o enfermo del cual no se puede sacar madera para aserrío.

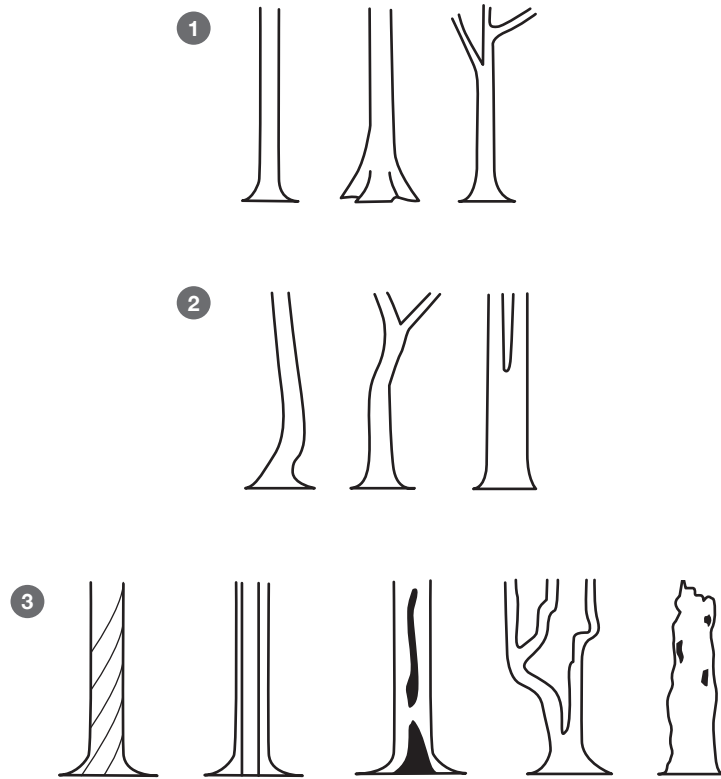


Figura 8. Clasificación de la forma de fuste (modificado de Sánchez 2013)

Área basal: El área basal de un árbol corresponde al área del corte horizontal realizado en el fuste a 1,3 m de altura y se representa con la letra *g*. La sumatoria de las *g* de todos los árboles en un área específica es conocida como el área basal del rodal y nombrada con la letra *G*. La unidad de medida de *g* es en centímetros o metros cuadrados, y la de *G* obligatoriamente en metros cuadrados. El área basal es un parámetro dasométrico muy utilizado y denota el grado de ocupación de la vegetación en un área. Sirve para múltiples propósitos como cuantificar la cantidad de madera, biomasa o carbono; o determinar la dominancia de una especie.

El g de un árbol se calcula con la fórmula $g = (0,7854 \cdot d^2) / A$

Donde:

g : área basal del árbol

d : es el diámetro a la altura del pecho

A : área muestreada

Volumen (V): El volumen es un parámetro utilizado para estimar la cantidad de madera o leña que podemos obtener de un árbol o de un bosque (Prodan 1997). Existen varias fórmulas para calcular el volumen de un árbol, dependiendo de la forma de su fuste. La más sencilla es a través del producto del área basal del árbol en metros cuadrados (g), la altura (total o comercial) en metros y un factor de forma del árbol el cual por lo general se ajusta a 0,65 (Gutiérrez et al. 2013). Si se suman los volúmenes de todos los árboles en un bosque obtendremos el volumen a nivel del bosque, que es un indicativo importante de su potencial productivo.

Índice de valor de importancia (IVI): desarrollado por Curtis y McIntosh (1951), el IVI es un índice construido para establecer la importancia ecológica de las especies individuales combinando los parámetros de abundancia (N), dominancia (D) y frecuencia (F). Una forma de analizar la composición de un bosque es estimar el IVI de cada especie y mostrar las diez especies con mayor IVI. Este se calcula de la siguiente manera:

$$IVI = N_r + D_r + F_r$$

Donde:

IVI: Índice de Valor de Importancia

N_r = abundancia relativa de la especie = $(N_a / N_{total}) * 100$

N_a = abundancia de la especie en el área muestreada

N_{total} = suma de todas las abundancias de las especies

D_r = dominancia relativa de la especie = $(g_a / G_{total}) * 100$

g_a = área basal de la especie en el área muestreada

G_{total} = suma de todas las áreas basales de las especies

F_r = frecuencia relativa de la especie = $(F_a / F_{total}) * 100$

F_a = número de parcelas donde está presente la especie

F_{total} = suma de todas las frecuencias de las especies

Un ejemplo hipotético para el cálculo del IVI es el siguiente:

Especie	F_r	A_r	D_r	valor de IVI	% IVI
<i>Cordia alliodora</i>	37,5	40	32,06	109,56	36,5
<i>Cedrela odorata</i>	25	30	51,87	106,87	35,5
<i>Vochysia ferruginea</i>	37,5	30	16,06	83,56	28,0
Total	100	100	100	300	100

CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) es un centro regional dedicado a la investigación y la enseñanza de posgrado en agricultura, manejo, conservación y uso sostenible de los recursos naturales. Sus miembros son Belice, Bolivia, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, República Dominicana, Venezuela y el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).



ISBN: 978-9977-57-699-2

