



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



ACERCA DE ESTA PUBLICACIÓN

El proceso de elaboración técnica, producción y publicación del presente documento ha sido responsabilidad del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF Centroamérica), con el apoyo financiero y técnico en especial de:

- 1 La Alianza entre el Banco Mundial y el WWF para Conservación y Uso Sostenible de los Bosques.
- 1 El Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- 1 El Departamento Forestal de La Universidad Estatal de Oregon (OSU).
- 1 La Fundación Naturaleza para la Vida (NPV).
- 1 El Componente de Áreas Protegidas y Mercadeo Ambiental (APM) del Programa Ambiental para Centroamérica (PROARCA). Este es un proyecto de la Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD), financiado por la Agencia Internacional para el Desarrollo de los Estados Unidos (USAID) y ejecutado por The Nature Conservancy (TNC), Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y la Alianza para Bosques (RA).
- 1 El Proyecto "Capacitación en América Central para fortalecer la conservación de la biodiversidad" del Programa Regional para América Central de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE).

Alianza WWF/Banco Mundial para la Conservación y Uso Sostenible de los Bosques

La Alianza entre el Banco Mundial y WWF combina las fortalezas de ambas organizaciones para abordar cuestiones de ordenamiento forestal mundial. La labor de la Alianza tiende a alcanzar tres metas:

- 1 50 millones de hectáreas de nuevas áreas forestales protegidas,
- 1 50 millones de hectáreas de áreas forestales protegidas existentes pero altamente amenazadas, aseguradas por un ordenamiento eficaz, y
- 1 200 millones de hectáreas de bosques de producción en régimen de ordenamiento sostenible e independientemente certificadas.

Desde sus orígenes en 1998, la Alianza ha movilizado financiamiento de unos \$4.5 millones con el fin de apoyar cerca de 100 proyectos de conservación de bosques e investigación fundamental en cuestiones forestales. Además, este financiamiento ha ayudado a obtener donaciones de GEF de más de \$100 millones y más de \$120 millones en préstamos del Banco Mundial para programas y reformas del sector forestal. El protocolo presentado en el presente documento fue elaborado dentro del contexto de la Alianza.

Los fondos para la investigación y publicación fueron proporcionados por WWF Centroamérica, Alianza Banco Mundial/WWF, USAID mediante PROARCA/APM, CCAD y TNC. Sin embargo, las propuestas e ideas presentadas no necesariamente son las de las instituciones patrocinadoras, ni representan sus políticas oficiales.

Esta publicación es posible por el apoyo de la Oficina Regional para el Desarrollo Sostenible, División para Latinomérica y el Caribe de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos (USAID) y The Nature Conservancy, bajo los términos del Acuerdo de Donación No. 596-A-00-01-00116-00. La opinión expresada aquí es la de sus autores y no necesariamente refleja el punto de vista de USAID.

Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, de parte de las instituciones patrocinadoras, juicio alguno sobre la condición jurídica de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni de la delimitación de sus fronteras o límites. Asimismo, el material y las referencias geográficas de este libro no implican la expresión de ninguna opinión acerca del estatus legal de ningún país, territorio o área, ni de nada concerniente a la delimitación de sus fronteras o límites.

Apoyo gráfico didáctico



Mensajes

Recalcan conceptos para tomar en cuenta



Pasos

Procedimientos guiados



Referencias

Datos informativos complementarios



Ecología

Información y conceptos



Fórmulas

Ecuaciones aplicadas al campo forestal

Fotografías:

Arturo Sosa
Peter Rockstroh
Steve Gretzinger

Diseño e ilustración:

Rafael Esquivel Salgado

Primera impresión: abril 2004

©WWF Centroamérica

Todos los derechos reservados.

ISBN 9968-825-14-X

CONTENIDO

Sobre PROARCA/APM	vi
--------------------------------	-----------

Prefacio

La necesidad de guiar el monitoreo y el consorcio internacional que produjo esta Guía	vii
---	------------

Agradecimiento	xii
-----------------------------	------------

SECCIÓN 1

Monitoreo Ecológico: ¿qué es?, ¿por qué es importante?, ¿cómo iniciar un programa de monitoreo?	1
--	----------

1.1 Énfasis en el manejador del bosque	4
1.1.1 ¿Qué es monitoreo ecológico y por qué es importante?	4
1.1.2 La biodiversidad y su monitoreo como conceptos operacionales del manejo forestal.	5
1.2 Énfasis en el certificador	5
1.3 Para manejadores y certificadores: el arranque	8
1.3.1 El monitoreo ecológico no es un fin en sí mismo.	8
1.3.2 La necesidad de monitoreo no es igual en todos los bosques.	9
1.3.3 Todos los componentes de la biodiversidad pueden ser medidos, pero no todos son indicadores útiles.	13
1.3.4 No hay necesidad de monitorear algo directamente si se puede hacerlo de forma indirecta.	13
1.3.5 Una buena planificación y diseño son claves para el monitoreo práctico y relevante.	13
1.3.6 Los resultados del monitoreo son inútiles si no significan una mejora del manejo.	13

SECCIÓN 2

Diseño e implementación de un programa de monitoreo	15
--	-----------

2.1. El monitoreo ecológico como un componente del Proceso de Manejo Adaptativo del Bosque	16
Paso 1. Definición de los objetivos del manejo	17
Objetivos de manejo generales y específicos	17
El principio de precaución	18
Paso 2. Identificación de Altos Valores para la Conservación	18
Paso 3. Identificación de los impactos sobre la biodiversidad y los Altos Valores para la Conservación	20
Temas significativos	21
Impactos y factores	21
Paso 4: Determinación de las medidas de mitigación	22
Paso 5: Determinación de los objetivos del monitoreo	23
Los costos de monitoreo	23
La filosofía y el objetivo general del monitoreo	25
Paso 6. Selección de indicadores para el monitoreo	25
Paso 7. Establecimiento de un diseño de muestreo	26
Paso 8. Definición de límites (activadores) que requieren una respuesta	26
Paso 9. Implementación del programa de monitoreo	27
Paso 10. Acciones de adaptación basadas en los resultados del monitoreo	27

SECCIÓN 3

Diseñando su programa de monitoreo – tomando las decisiones difíciles.

Árbol de decisiones para el desarrollo de programas de monitoreo en bosques bien manejados del trópico húmedo	29
--	-----------

3.1. Usando el árbol de decisiones	30
3.2. El árbol de decisiones para apoyar el diseño de programas de monitoreo ecológico para asegurar el cumplimiento de los Principios y Criterios del FSC	31
Paso I. ¿Es necesario un programa de monitoreo ecológico para la unidad de manejo forestal?	31
Paso II. ¿Qué elementos del bosque debería monitorear?	31
¿Cuándo monitorear especies?	33

Criterios técnicos y científicos	33
Criterios relacionados a los recursos humanos y financieros.	33
El monitoreo de especies animales individuales	34
El monitoreo de grupos de especies animales	34
Mamíferos.	35
Poblaciones de aves.	35
Invertebrados.	36
El monitoreo de especies de plantas.	36
Especies de árboles vulnerables a declives poblacionales por la cosecha.	36
Lianas	36

SECCIÓN 4

Usando los resultados del monitoreo. Estableciendo activadores y umbrales para programas de monitoreo en el trópico húmedo 39

4.1 ¿Cómo pueden usarse los datos del monitoreo en bosques certificados?	40
4.2 Activadores y umbrales	40
4.3 Los valores para los activadores	41
4.4 El contexto temporal de los activadores.	43
4.5 Relación entre activadores y manejo	43

SECCIÓN 5

Protocolos para el monitoreo ecológico en BAVC certificados por el FSC 45

5.1. El marco básico	46
5.1.1. ¿Para qué tipo de enfoque silvicultural está diseñada esta Guía?	46
5.1.2. Enfoque general para el muestreo de los indicadores de la estructura y composición del rodal	46
5.1.3. Explicación de los protocolos.	49
5.2. El filtro grueso: Estructura y composición del rodal	50
Tema 1.1. Estructura horizontal y vertical	50
Indicador 1.1.1. El área basal del rodal.	52
Indicador 1.1.2. La abundancia de árboles, total y por clases de tamaños.	52
Indicador 1.1.3. La apertura del dosel en el sotobosque.	53
Indicador 1.1.4. La estructura vertical del bosque.	53
Tema 1.2. Otros elementos claves de la estructura y composición del bosque	54
Indicador 1.2.1. Las abundancias de especies de lianas y árboles que juegan un papel clave en la sobrevivencia de especies animales amenazadas o en peligro de extinción	56
Indicador 1.2.2. La composición y abundancia de palmas.	57
Tema 1.3. La composición de especies de árboles.	58
Indicador 1.3.1. Abundancias y estructuras poblacionales de especies arbóreas dependientes de bosque.	59
5.3. Respuesta de especies	60
Tema 2.1. Mamíferos y aves medianos y grandes	60
Indicador 2.1.1. La abundancia de mamíferos y de especies de aves de tamaño mediano y grandes.	62
Tema 2.2. Especies directamente impactadas por las operaciones de manejo.	63
Indicador 2.2.1. Tamaños de poblaciones y estructuras poblacionales de especies de árboles cosechados susceptibles al declive poblacional.	64
Indicador 2.2.2. La abundancia de especies de lianas grandes.	65
Tema 2.3. Grupos indicadores de perturbación	66
Indicador 2.3.1. La composición de la comunidad de aves.	68
Indicador 2.3.2. La composición de la comunidad de mariposas.	68
Indicador 2.3.3. La composición y abundancia del gremio de escarabajos estercoleros (<i>Scarabaeinae</i>).	69

SECCIÓN 6

Muestreo, umbrales y activadores 73

6.1 Introducción	74
----------------------------	----

6.2. Las metas y objetivos del monitoreo, e ideas sobre el muestreo para alcanzarlas	74
6.2.1. Introducción	74
6.2.2. La meta y objetivos	74
6.2.3. Aspectos del diseño de muestreo para el monitoreo de unidades grandes de manejo forestal	75
6.2.3.1. Aspectos generales	75
6.2.3.2. Un ejemplo de Mesoamérica	76
6.3. Umbrales y activadores	76
6.3.1. Ideas básicas	76
6.3.2. Determinación de los valores de umbrales	79
6.3.3. Establecimiento de los valores de los activadores	84
6.3.3.1. El fondo del asunto: ¿Cuándo se exceden los valores de los activadores en áreas manejadas?	85
6.3.4. Establecimiento de umbrales cuando no se tiene información anterior al manejo	88
6.3.5. Diseñando y evaluando en la práctica programas de monitoreo – aspectos claves del diseño de muestreo.	88
6.4. El tiempo de recuperación esperado para los indicadores de estructura del rodal	89
6.5 Ejemplos	90
6.5.1. Los dos estudios de caso	90
6.5.1.1. Indicadores estructurales	93
6.5.1.2. Indicadores de la respuesta de especies animales	95
6.5.1.3. Conclusiones generales de los estudios de caso	95

ANEXO A

Principios 6, 8 y 9 del FSC. Definición de Bosques de Alto Valor para la Conservación 101

ANEXO B

Condiciones para el monitoreo ecológico en bosques naturales certificados en América Central 105

Condiciones para el monitoreo ecológico en bosques naturales certificados en América Central.	106
Asociación de Productores de San Miguel (APROSAM) (Guatemala)	106
Asociación Forestal Integral San Andrés (AFISAP) (Guatemala)	106
Asociación de Productores Agroforestales de la Pasadita (Guatemala)	106
Cooperativa Integral de Comercialización Carmelita R.L. (Guatemala)	106
Cooperativa La Técnica Agropecuaria, R.L. (Guatemala)	106
GIBOR S.A. Paxbán (Guatemala)	107
La Sociedad Civil de Impulsores Suchitecos (Guatemala)	107
Sociedad Civil Organización, Manejo y Conservación, Comunidad Uaxactún (OMYC) (Guatemala)	107
Paya y Copén, Colón (Honduras)	107
Bosques naturales certificados sin condiciones de monitoreo ecológico.	107

ANEXO C

Especies indicadoras y protocolos de monitoreo 110

ANEXO D

Evaluando la probabilidad de que las especies de árbol cosechadas declinen en el tiempo 111

D.1 Ideas básicas	112
D.2 Procesos ecológicos que pueden provocar que las poblaciones declinen	112
D.3 Agrupación de las especies de árboles con respecto a su susceptibilidad al declive poblacional.	113
D.4. Medidas preventivas para las especies de árboles comerciales susceptibles a declives poblacionales.	116



PROARCA/APM es una iniciativa de cinco años de la CCAD asistida por la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos (USAID). Ejecutada por TNC, WWF y Rainforest Alliance. *Su objetivo es contribuir al manejo mejorado en el Corredor Biológico Mesoamericano (CBM), para lo cual se enfoca en dos componentes:*

Resultado Intermedio 1 (IR1): Mejoramiento de la gestión en áreas protegidas. Comprende tres campos de acción:

- 1) *El desarrollo de alianzas efectivas para la gestión en áreas protegidas* (marco legal, fortalecimiento de gobiernos, ONGs, y comunidades).
- 2) *El mejoramiento de la gestión financiera en áreas protegidas.* (planificación y aumento de la inversión).
- 3) *La aplicación de mejores prácticas de manejo.* (planificación ecorregional, efectividad de manejo y monitoreo biológico).

Resultado Intermedio 2 (IR2): Mercadeo ambiental de productos y servicios “amigables” con el ambiente. Comprende los siguientes campos de acción: *forestería, agricultura, turismo sostenible y productos marinos costeros.* Estos constan de dos subcomponentes:

- 1) *El incremento de la disponibilidad de productos certificados* (divulgación y aumento de las capacidades regionales).
- 2) *Las alianzas efectivas para la comercialización de productos y servicios certificados* (divulgación de información sobre la oferta y demanda, metodologías para la certificación y sistemas de acreditación).

El proyecto se focaliza en cuatro áreas consideradas como **paisajes funcionales claves** dentro del CBM, y que son prioritarias del Convenio de Biodiversidad de Centroamérica:

- Golfo de Honduras** (Belice, Guatemala, Honduras)
- Golfo de Fonseca** (El Salvador, Honduras, Nicaragua)
- La Mosquitia** (Honduras y Nicaragua)
- Amistad—Cahuita—Río Cañas** (Costa Rica, Panamá)

Los trabajos sobre los paisajes funcionales desarrollados por PROARCA / APM servirán de casos para sistematizar métodos y experiencias y, así, contribuir al desarrollo de políticas regionales.

PREFACIO

La necesidad de guiar el monitoreo y el consorcio internacional que produjo esta Guía

Certificación forestal en Centroamérica

La certificación forestal independiente provee uno de los principales mecanismos disponibles para promover prácticas sostenibles de manejo del bosque. El sistema internacional del Consejo de Manejo Forestal (FSC, por sus siglas en inglés) es el único que ha sido aplicado en Centroamérica hasta la fecha y es el enfoque del presente trabajo¹. El FSC cuenta con principios y criterios que constituyen la base para la evaluación y certificación de operaciones forestales.

Según las cifras de marzo del 2003 proporcionadas por el FSC, se ha logrado la certificación independiente de 623 614 ha en 38 operaciones forestales entre plantaciones y bosques naturales en Centroamérica. Esta cifra es equivalente al 16.6% del total de área certificada en América Latina² y al 3.9% del potencial de bosque remanente en Centroamérica, tomando como base las estimaciones de la FAO al año 2000.

A pesar de los avances y los beneficios del manejo forestal sostenible en Mesoamérica, quienes aceptan el reto de implementar este manejo afrontando los riesgos que esto implica (comunidades rurales muy pequeñas, aisladas y en mala situación económica) han descubierto que, en términos generales, el manejo forestal sostenible a corto plazo eleva el costo de la madera “bien manejada” de los bosques naturales en un ambiente de mercado que raras veces reconoce estos costos con un mayor precio. A esto se suma el hecho de que los aprovechamientos ilegales, generalmente no controlados en muchos países tropicales, resultan en competencias injustas. La madera ilegal es sustancialmente más barata que la legal o que la madera que proviene de bosques bien manejados o bosques certificados.

El cumplimiento con los requerimientos para la certificación deriva en un costo adicional que está más allá del alcance de muchos pequeños productores quienes tienen mayores costos de manejo y certificación por área o volumen. Como resultado, varias comunidades certificadas, desencantadas por estos hechos, han considerado abandonar sus certificaciones. En países que justo comienzan a explorar la certificación, las comunidades están legítimamente cuestionando el hecho de cómo podrían cubrir los costos del cumplimiento con el “buen manejo”. A pesar del relativo éxito obtenido desde una perspectiva técnica, los altos costos de producción para comunidades pequeñas en los trópicos conspiran contra la certificación en el mundo.

Monitoreo y Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC)

Los requerimientos básicos para el monitoreo están establecidos en el *Principio 8: Monitoreo y Evaluación del FSC*. Sin embargo, el monitoreo ecológico en los bosques tropicales ha sido un punto débil en el proceso de certificación. Aunque los equipos certificadores con frecuencia solicitan a los operarios del bosque hacer monitoreo ecológico, las instrucciones son, por lo general, muy imprecisas como para que sirvan de guía adecuada. Si bien se reconoce que el trabajo del certificador no es brindar prescripciones, los equipos certificadores pueden jugar un papel muy importante en ayudar a los operarios del bosque a diseñar su plan de manejo y programa de monitoreo, de manera que se logren prácticas de manejo forestal más sostenibles.

Por otra parte, los estándares para la certificación no ayudan mucho. Si bien exigen monitorear, no ofrecen información detallada al productor de qué exactamente se debe hacer y cómo usar la información. No hay duda de que al incluir el monitoreo ecológico, los costos de las operaciones de manejo aumentarán. Tal aumento en los costos debe ser compensado con ganancias en credibilidad,

¹ El sistema del FSC cumple con los principios básicos de transparencia, independencia, balance entre sectores, aplicación mundial, estándares globales y cadena de custodia que son claves para asegurar una certificación forestal confiable. Sin embargo, la metodología propuesta es aplicable para cualquier sistema de certificación forestal que contempla el monitoreo ecológico y Bosques de Alto Valor para la Conservación.

² Fuente: www.fscoax.org, 25 de marzo, 2003.

El FSC cuenta con principios y criterios que constituyen la base para la evaluación y certificación de operaciones forestales

avances concretos en el buen manejo y acceso a los incentivos de los mercados que premian esas mejoras. Se necesita, entonces, tener una idea clara de cómo enfrentar la aparente complejidad de la biodiversidad y lograr que el monitoreo sea práctico y relevante.

En el año 2000, el FSC estableció el *Principio 9* con el objetivo de mantener Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC) definidos como aquellos que:

- 1 contienen valores significativos de biodiversidad.
- 1 son refugio para especies en riesgo de extinción.
- 1 proveen servicios críticos al ecosistema.
- 1 son fundamentales para las necesidades de las comunidades locales.

Entre otras cosas, el Principio 9 promulga una evaluación de la presencia de atributos consistentes con la definición de BAVC y el monitoreo anual de áreas designadas como Bosques de Alto Valor para la Conservación.

El concepto del Bosques de Alto Valor para la Conservación ha sido desarrollado por los miembros del Consejo de Manejo Forestal

Se encuentran en desarrollo muchos aspectos de la interpretación de componentes claves del *Principio 9*, por ejemplo, cómo se identifican los bosques que pertenecen a la categoría de alto valor para conservación, y cómo estos deben ser monitoreados. Muchos de los bosques naturales bajo manejo en el Neotrópico son considerados por el FSC como BAVC. Como consecuencia, para reunir los requerimientos necesarios para la certificación, las operaciones en bosques naturales en la región tienen la carga adicional de tener que cumplir con los estándares del manejo de BAVC.

El concepto del BAVC ha sido desarrollado por los miembros del FSC con el fin de asegurar que los bosques con atributos especiales para la conservación y la sociedad reciban un trato apropiado en el proceso de la certificación. Actualmente, se están desarrollando protocolos para su identificación, políticas de compra de productos provenientes de estos bosques, metodologías para la evaluación de operaciones forestales y protocolos para su monitoreo ecológico.

A pesar de la investigación realizada en bosques de Mesoamérica, y del hecho de que esta fue la primera región tropical que acogió activamente la certificación, no existe una metodología asequible y efectiva que satisfaga los requerimientos para el monitoreo del impacto ecológico de las operaciones forestales en BAVC. Este es un vacío importante que debe solventarse si realmente queremos implementar prácticas de manejo sostenible en estos ecosistemas.

Esfuerzo conjunto

La empresa consultora PROFOREST colaboró con WWF Centroamérica como parte del esfuerzo conjunto con IKEA, para desarrollar metodologías para la identificación, manejo y monitoreo de BAVC, y validarlas a nivel de campo en Canadá, Rusia, China e Indonesia. WWF Centroamérica y PROFOREST validaron la metodología desarrollada en la Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua, contribuyendo así, con la iniciativa mundial.

Pero conjuntamente con el proceso de identificación de BAVC no se inició el proceso de desarrollo de protocolos prácticos para el monitoreo de estos mismos bosques después de que habían sido identificados. En otras palabras, si un primer paso consiste en identificar los bosques que contienen atributos con un alto valor para la conservación, el segundo paso (y enfoque de la presente Guía) es decidir cómo monitorear los impactos sobre dichos atributos.

Es así como se elaboró la presente Guía para ofrecer una herramienta técnica para la certificación independiente y transparente de operaciones forestales en BAVC en los trópicos. El documento es parte de la colaboración operativa entre el Banco Mundial y el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF Centroamérica) dentro del contexto de la Alianza para la Conservación y Uso Sostenible de los Bosques (la “Alianza”) y el Proyecto PROARCA/APM financiado por la USAID.

WWF Centroamérica fomentó estas actividades con el fin de apoyar la iniciativa de certificación voluntaria del Consejo del Manejo Forestal (FSC) en Centroamérica. Para lograr tal fin, se formó una

alianza con organizaciones con diferentes fortalezas entre el mismo WWF, el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), el Departamento de Ciencias Forestales de la Universidad del Estado de Oregon, EEUU (OSU), y una organización no-gubernamental guatemalteca, Naturaleza para la Vida (NPV).

El proceso comenzó con la elaboración de una Guía borrador para el monitoreo ecológico en BAVC en Mesoamérica, la cual fue distribuida para una consulta amplia y luego, una validación en el campo. Debido a la gran experiencia pionera en la certificación forestal voluntaria que se ha desarrollado en Petén, Guatemala, se optó por iniciar el desarrollo de la metodología en este país. El propósito fue utilizar el caso petenero como arranque para luego hacer ajustes a la metodología basado en experiencias en Nicaragua con el fin de garantizar una utilidad más amplia para otras operaciones ubicadas en BAVC.

Objetivos de la Guía

La intención es que esta Guía sirva como insumo al esfuerzo global de manejar en forma sostenible los BAVC a partir de criterios de producción y conservación válidos.

El objetivo general de la presente Guía es poner a disposición de los operadores y certificadores de bosques tropicales procedimientos metodológicos, prácticos y relevantes para el monitoreo ecológico de actividades forestales certificadas en BAVC según los protocolos y estándares del FSC, permitiendo con su uso mejorar el manejo forestal y satisfacer los requisitos de la certificación.

Se espera que la presente Guía se aplique para:

- 1 Establecer de manera rápida, confiable y a bajo costo, los impactos que el manejo tiene sobre aspectos ecológicos importantes y los atributos especiales de los BAVC, y a partir de esto, implementar medidas correctivas.
- 1 Facilitar un mejoramiento gradual de las operaciones certificadas y un cumplimiento con las condiciones requeridas por los certificadores.
- 1 Reducir los costos del manejo, lo que podría hacer económicamente más atractiva la forestería sostenible y la certificación independiente.
- 1 Complementar otros esfuerzos relacionados con el monitoreo y la certificación forestal en BAVC que se están desarrollando en el mundo.
- 1 Facilitar el trabajo del Estado, el sector privado, los certificadores y el FSC en entender los impactos del manejo forestal sobre los BAVC.

El proceso para elaborar la Guía

A continuación se muestran las actividades principales que llevaron a la conformación de la Guía y los productos más relevantes obtenidos:

Revisión de las condiciones para la certificación en bosques mesoamericanos: como primera actividad, durante los dos primeros meses del año 2002 se analizaron las condiciones requeridas para la ejecución de las operaciones forestales comunitarias certificadas en toda Mesoamérica. Con esto se obtuvo una visión general de la certificación de bosques en el área que sirvió como base para futuras acciones relacionadas con las metodologías propuestas y el diseño del documento final.

Reuniones y talleres con especialistas en el tema del manejo forestal, la certificación y el monitoreo: en total se realizaron seis encuentros con profesionales del área mesoamericana en el tema del manejo forestal, la certificación y el monitoreo ecológico. Estos se realizaron en Guatemala (3), Nicaragua (2) y Costa Rica (1).

1. El primer taller fue introductorio y tuvo lugar en CATIE, Costa Rica, en febrero del 2002. En este taller participaron profesionales de CATIE, la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR, de Costa Rica), la Universidad del Estado de Oregon (OSU), WWF Centroamérica y profesionales de dos instituciones guatemaltecas (ONCA y Fundación Naturaleza para la Vida). Se obtuvo un panorama más amplio de la situación de la región con respecto al tema de la certificación. Los participantes discutieron

Esta Guía pretende ser un insumo al esfuerzo global de manejar en forma sostenible los Bosques de Alto Valor para la Conservación a partir de criterios de producción y conservación válidos

aspectos técnicos y políticos de la certificación en el área y también sobre monitoreo, ofreciendo una serie de insumos que permitieron definir algunos de los componentes de la Guía y enfoques generales del monitoreo ecológico.

2. El segundo encuentro se efectuó a mediados del 2002 en Guatemala, y consistió en una reunión en que participaron personal de WCS, NPV y el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) de parte de Guatemala, así como del CATIE, WWF Centroamérica y la OSU. Esta reunión pretendió mostrar el proyecto a representantes de instituciones guatemaltecas involucradas en aspectos de manejo y monitoreo de recursos forestales.
3. El tercer taller participativo fue en setiembre del 2002, en el que se presentó un primer borrador de la Guía y se generó una discusión amplia sobre el mismo, teniéndose la oportunidad de mostrar en campo la aplicación del enfoque de la Guía. En el taller participaron alrededor de 6 instituciones de Guatemala involucradas en el tema de manejo del bosque, monitoreo y certificación. Estas fueron WCS, NPV, Smartwood, Universidad de San Carlos, CONAP, ONCA y PROPETEN. También estuvieron presentes personal de CATIE, WWF Centroamérica y OSU. Se hizo una visita al campo, a dos concesiones comunitarias, para ver aspectos de la metodología propuesta en la Guía, realizándose al final del taller una sesión plenaria donde se discutió la Guía y se hicieron observaciones.
4. También, en setiembre del 2002, se realizó un taller de trabajo en Puerto Cabezas, Nicaragua con la participación de PROFOREST, INAFOR, WWF Centroamérica, SERENA, Nicambiental y representantes de otras instituciones para discutir, aplicar y validar el protocolo de PROFOREST.
5. En junio del 2003 se presentó la Guía en Guatemala. Asistieron al encuentro los profesionales que ya antes habían participado en los talleres. La idea era obtener de ellos los últimos comentarios.
6. También en junio del 2003 se efectuó un taller práctico en la unidad de manejo “El Cascal” de la empresa forestal PRADA S.A. en Rosita, Nicaragua. Los 15 participantes aprendieron cómo utilizar la metodología y vieron cómo fue aplicada por parte de dos estudiantes de maestría del CATIE en esta operación forestal.

Todos los anteriores encuentros sirvieron para consolidar y enriquecer el enfoque de la Guía de monitoreo y aspectos relacionados a los protocolos. Los comentarios y sugerencias vertidas por los profesionales permitieron realizar ajustes a las metodologías propuestas.

Revisión de versiones preliminares de la Guía por parte de expertos: En octubre del 2002, luego de incorporar las observaciones dadas por los expertos invitados a los talleres y reuniones, se envió una primera versión de la Guía a revisores externos, especialistas en los temas del manejo forestal, la certificación y el monitoreo. Se recibieron en total 8 revisiones, cuyas observaciones se analizaron e incorporaron a la Guía.

Validación en campo de la Guía: La última actividad consistió en una validación en campo de los enfoques y procedimientos metodológicos descritos en la Guía. Esto se realizó en bosques peteneros durante los meses de enero y febrero del 2003. Personal de dos instituciones del Petén de Guatemala, NPV y WCS, diseñaron y ejecutaron a partir de la Guía un muestreo en bosques manejados y de referencia, que pretendió evaluar el estado de la estructura y composición del bosque y de especies de fauna. Los comentarios recibidos y las recomendaciones ofrecidas por los equipos evaluadores fueron incorporadas a la Guía, obteniéndose de este modo la versión definitiva, entregada como producto del proyecto.

La Guía también fue validada en las operaciones forestales de PRADA S.A. en la Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN), Nicaragua, por parte de dos estudiantes del Sistema de Estudios de Postgrado del CATIE (Yady Zea y Yadid Ordóñez) quienes aplicaron las metodologías en un caso real.

Estructura de la Guía

La Guía de monitoreo ecológico se organiza en seis secciones y cuatro anexos. La **Sección 1** ofrece información general sobre el monitoreo ecológico útil para los interesados en diseñar y ejecutar un



programa de monitoreo. La **Sección 2** presenta los pasos fundamentales para diseñar un programa de monitoreo. Esta sección demuestra que los objetivos de conservación son fundamentales dentro de los objetivos del manejo y que el programa de monitoreo es solo una parte en la consecución de los objetivos de conservación. A veces, identificar cuáles elementos ecológicos deben ser monitoreados pareciera una tarea imposible, por eso la Guía le ayuda a seleccionar entre la amplia gama de posibilidades. La **Sección 3** presenta un árbol de decisiones que orientará al usuario entre las múltiples decisiones posibles. La **Sección 4** se refiere al marco conceptual sobre cómo usar los datos del monitoreo para modificar el plan de manejo. La **Sección 5** ofrece las técnicas de campo que pueden implementarse para el monitoreo en las áreas manejadas y de referencia. Finalmente, la **Sección 6** ofrece unos lineamientos para el establecimiento de límites entre los cambios aceptables y no aceptables para que el monitoreo sea realmente útil. Los anexos proveen información básica para mayor comprensión del tema.

Conclusiones y recomendaciones

El desarrollo de programas de monitoreo para bosques naturales certificados en los trópicos enfrenta obstáculos. El monitoreo constituye un costo adicional a las operaciones forestales y puede reducir su rentabilidad al desviar los escasos recursos que provienen de otras actividades de conservación. Además, muchos operadores de bosques tropicales no tienen capacitación en recolección y análisis de datos ecológicos.

La Guía promueve el desarrollo de programas de monitoreo relevantes y de bajo costo. Mediante un enfoque de filtro grueso, y tomando en cuenta la intensidad del aprovechamiento a la hora de decidir si se requiere o no monitoreo.

El monitoreo ecológico conlleva cierto grado de complejidad. Se requiere capacitación para facilitar los procesos que involucran aspectos del diseño del programa de monitoreo, como la delimitación de áreas de referencia, la intensidad del muestreo en áreas manejadas y de referencia, la toma y análisis de información y la delimitación de niveles de cambio inaceptables. Las personas que utilicen la Guía deben estar capacitadas para su aplicación, porque de lo contrario pueden tomarse decisiones erradas que pudieran ser costosas en términos no solo monetarios.

Si bien es cierto la Guía ofrece lineamientos para la toma de muchas de las decisiones difíciles a las cuales se enfrentan los operadores y certificadores de bosques, con respecto a la necesidad de realizar o no ajustes a las operaciones de manejo según los resultados del monitoreo, hay que procurar mantener siempre comunicación con especialistas que orienten las decisiones (por ejemplo, biólogos, estadísticos, y ecólogos).

En lo posible, se deberían realizar ajustes a las operaciones de manejo que comúnmente se hacen en la etapa de planificación (por ejemplo, la toma de información de inventarios forestales) para acceder a datos que puedan ser utilizados por los programas de monitoreo. Puede tomarse información de la estructura vertical del bosque en los inventarios forestales, lo cual generaría información del estado de esta variable antes de iniciar las operaciones de manejo. Estos pequeños cambios reducen los costos del monitoreo y, a la vez, permiten la recolección de información relevante para efectos de comparación.

Es necesario introducir un proceso de validación de la Guía. Hace falta validar enfoques y componentes, principalmente en lo que se refiere al establecimiento de la intensidad de muestreo y la determinación de umbrales para bosques manejados y de referencia. Es necesario también evaluar los costos de los programas de monitoreo que se establecen a partir de la Guía. Esto deberá hacerse considerando las variaciones que se producen en los programas de acuerdo con las distintas condiciones ecológicas y socioculturales encontradas en bosques certificados.

Un aspecto importante a investigar es lo referente al monitoreo de grupos faunísticos. Esto debido a la gran variabilidad natural en el tiempo que pueden experimentar estos grupos en la abundancia de poblaciones de especies. Este aspecto limita la posibilidad de establecer umbrales y activadores para la fauna, sobre la base de los datos recogidos a partir de un muestreo en las áreas de referencia, tal y como se propone para los indicadores de estructura y composición del rodal.

*La Guía
promueve el
desarrollo de
programas de
monitoreo
relevantes y de
bajo costo*

AGRADECIMIENTOS

Los autores reconocen que esta Guía no sería realidad sin la participación abierta de varios profesionales de organizaciones claves en la región. Los insumos de campo fueron esenciales para orientar nuestro trabajo y mantenernos “con los pies en el suelo”. Sin duda, falta más aplicación en diferentes zonas para validarla y asegurar que sea aplicable en diferentes contextos. Quisiéramos mencionar a las siguientes personas que hicieron un aporte excepcional al trabajo presente y, a la vez, agradecerles públicamente por su contribución:

- 1 *Julio Morales y Gustavo Pinelo (NPV)*
- 1 *Jeremy Radachowsky (WCS)*
- 1 *Yady Zea y Yadid Ordóñez (estudiantes de maestría, CATIE)*
- 1 *Pedro Blandón, Lesbia Cruz, Antonio Asturias (PRADA, S.A.)*
- 1 *Steve Jennings (PROFOREST)*
- 1 *Nai Koa Aguilar-Amuchastegui (Ph.D. student Natural Resources Sciences, University of Nebraska-Lincoln)*

El proyecto ha hecho partícipe a un número de instituciones relacionadas con el manejo, certificación e investigación de bosques tropicales. Algunas realizan trabajos enfocados en monitoreo biológico, como es el caso de WCS en Petén, la Universidad de San Carlos de Guatemala, y la Universidad del Estado de Oregon (OSU). De estas instituciones participaron especialistas en monitoreo de fauna.

También se involucró a personal de *Rainforest Alliance (Smartwood)*, que es un ente certificador para la FSC en Centroamérica, así como a organizaciones que brindan asesoría técnica en lo relativo a manejo de bosques, como es el caso de NPV en Petén en Guatemala, FUNDECOR en Costa Rica, y WWF en Nicaragua. Los entes encargados de la administración de las áreas de manejo y conservación también fueron tomados en cuenta. Así, se contó siempre con la participación de CONAP, INAFOR, MARENA, SERENA y los gobiernos locales de la RAAN, Nicaragua. Finalmente, se tuvo la participación de varias ONG locales como ONCA, NPV y Nicambiental.

SECCIONES



SECCIÓN 1



Monitoreo ecológico: ¿qué es?, ¿por qué es importante?, ¿cómo iniciar un programa de monitoreo?



¿Qué encontrará en esta sección?

Ofrecemos información general sobre monitoreo ecológico para manejadores de bosques y certificadores acreditados por el FSC, interesados en usar esta Guía para diseñar y ejecutar un programa de monitoreo con un énfasis especial en Bosques de Alto Valor para la Conservación. Se incluyen subsecciones dirigidas a cada grupo de manera individual aunque sugerimos que se lea la sección completa y una subsección escrita para ambos grupos.

Esperamos que los lectores, después de leer esta introducción, tengan una idea clara sobre lo que significa monitoreo ecológico, por qué es necesario e importante y cómo un concepto tan complicado, como el de biodiversidad y su monitoreo, puede reducirse a unos cuantos puntos claros de acción para el manejador del bosque. También hacemos sugerencias a los certificadores en cuanto a su papel en la promoción de un monitoreo práctico y relevante, como parte integral del buen manejo forestal.

El papel clave del monitoreo en el buen manejo forestal se enfatiza con la consigna “mejorar mediante el aprendizaje”.

1.1 ÉNFASIS EN EL MANEJADOR DEL BOSQUE

1.1.1 ¿Qué es monitoreo ecológico y por qué es importante?

El monitoreo permite determinar la ocurrencia, tamaño, dirección e importancia de los cambios que se dan en indicadores claves de la calidad del manejo de un recurso. En nuestro caso, el recurso por ser manejado es un bosque tropical natural, y el objetivo principal del manejo es la producción de madera. El monitoreo es ecológico cuando los indicadores relevantes se relacionan de alguna manera con la biodiversidad del bosque –las cosas que habitan el bosque y las comunidades que ahí se encuentran y que son manejadas. Indicadores importantes pueden ser, por ejemplo, el área de bosque, o las especies de aves presentes.

El monitoreo no es algo nuevo. Como buen manejador del bosque, probablemente usted lo hace todo el tiempo, aunque no de manera consciente –es intuitivo–. Dentro de los límites de su unidad de manejo, usted controla los costos de las operaciones y trata por todos los medios de minimizarlos; recibe informes sobre accidentes de trabajo y toma medidas para evitar que se repitan. Viendo más allá, usted revisa las tendencias de la demanda por productos del bosque y se adapta a ellas; de hecho, su decisión de buscar la certificación del FSC se debe, posiblemente, a que usted notó la tendencia en la demanda por madera proveniente de bosques bien manejados.

Probablemente, todas esas cosas son obvias, pero lo que no es obvio es por qué usted debe hacer monitoreo ecológico. ¿Por qué este monitoreo es importante?.

Para ayudarle a contestar esa pregunta, veamos rápidamente la importancia de la biodiversidad y por qué el FSC y otras organizaciones que promueven el buen manejo forestal exigen un monitoreo ecológico:

- 1 La pérdida de biodiversidad es uno de los problemas ambientales más importantes del siglo XXI, y los bosques bien manejados pueden jugar un papel relevante en la conservación de la biodiversidad.
- 1 Cuando la gente extrae productos del bosque, están usando la biodiversidad para mejorar su bienestar actual.
- 1 la biodiversidad juega un papel importante en el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales para que el bosque continúe produciendo los bienes y servicios que a usted como manejador del bosque le interesan, y que son de gran utilidad para la sociedad.
- 1 Muchas operaciones de manejo causan perturbaciones en el bosque con consecuencias impredecibles – y quizás indeseables - sobre la biodiversidad, impactando la biodiversidad del bosque y/o afectando las funciones ecológicas que mantienen la producción de productos maderables y no maderables.
- 1 Ciertos atributos de la biodiversidad son de alto valor para la conservación, de modo que el FSC requiere que los manejadores identifiquen su presencia, conduzcan actividades que los mantengan o protejan y monitoreen los impactos que las actividades de manejo tienen sobre estos atributos.

Si volvemos de nuevo a nuestra definición de monitoreo, notará que el monitoreo es una forma de detectar cambios. Los cambios que a usted le interesan con relación al monitoreo ecológico son los cambios en las características de la comunidad natural (un bosque tropical) que se está manejando. Los cambios que interesan son aquellos resultado del manejo –cambios producidos por las operaciones de manejo que se están aplicando–, y que por lo tanto, pueden reducirse o eliminarse mediante modificaciones al plan de manejo, esto si se nota que tales cambios son indeseables.

El tipo de manejo en el cual se detectan cambios (aprendizaje) mediante el monitoreo, y se hacen modificaciones (mejoras) al plan de manejo según lo aprendido, se llama manejo adaptativo. Los certificadores le exigen monitorear porque los Principios y Criterios del FSC promueven el manejo adaptativo, aunque no lo dicen abiertamente. Muchos aceptan que el buen manejo forestal debe ser adaptativo.

El monitoreo tiene como meta determinar la ocurrencia, tamaño, dirección e importancia de los cambios que ocurren en el bosque

Si usted ha leído hasta aquí, las dos preguntas iniciales ¿qué es el monitoreo ecológico y por qué es necesario? probablemente se han convertido en muchas más: ¿cuáles de las miles de cosas que habitan el bosque tropical debería yo monitorear?, ¿cómo puedo hacerlo con los recursos que cuento?, ¿qué voy a hacer con la información que genere?, ¿cómo podré aplicarla al manejo del bosque?, ¿cuánto costará ese programa de monitoreo y cómo voy a pagarlo? Esperamos que encuentre las respuestas en esta Guía, y que la información que le ofrecemos contribuya al éxito de sus operaciones de manejo forestal.

1.1.2 La biodiversidad y su monitoreo como conceptos operacionales del manejo forestal.

Como dueño del bosque, una persona que ejerce el derecho a usar el bosque, o como profesional forestal, usted probablemente esté al tanto de asuntos relacionados directamente con la producción forestal, tales como el aprovechamiento de impacto reducido y la silvicultura para mejorar el crecimiento de especies de árboles valiosas. Pero la biodiversidad puede ser un nuevo mundo para usted. Puede que su formación profesional y experiencia sólo hayan rozado ese tema. Como persona que posee o usa un bosque, su motivación inicial probablemente no haya sido conservar la biodiversidad, sino obtener beneficios con los productos que el bosque ofrece. Además, la biodiversidad es un concepto extremadamente amplio, y aunque algunos científicos han tenido éxito en la transmisión del concepto a sus pares, no han sido tan eficaces cuando se trata de comunicarlo al público no especialista. Como sabrá, sin embargo, los bosques tropicales como el que maneja son las comunidades naturales con la mayor biodiversidad en el planeta, y que ni aún los científicos han podido medirla. Para complicar aún más la situación, los especialistas no se han puesto de acuerdo en cuanto a qué monitorear y cómo hacerlo!

Todas estas cosas dificultan el inicio de programas de monitoreo ecológico relevantes y prácticos para bosques tropicales manejados. Los estándares para el manejo forestal le exigen monitorear y usar los resultados del monitoreo, pero no le ofrecen información detallada de qué exactamente se debe hacer. Las precondiciones y condiciones que los certificadores establecen respecto al monitoreo, le ofrecen una ayuda limitada en la práctica, ya que la asistencia técnica no es el trabajo del certificador.

Además, no hay duda de que al incluir el monitoreo ecológico, los costos de las operaciones de manejo aumentarán. No obstante, si se invierte en monitoreo, vale la pena hacer un buen trabajo y procurar que el programa genere datos útiles. Este aumento en los costos debe ser compensado con ganancias en credibilidad, avances concretos en el buen manejo y acceso a los incentivos de los mercados que premian esas mejoras. La experiencia ha mostrado que una relativa baja inversión en el monitoreo de los procesos operacionales resulta en un ahorro de costos en el futuro. El uso de los resultados del monitoreo para hacer ajustes puede reducir la probabilidad de que se presenten problemas inesperados, muchos de los cuales conllevan altos costos. Todo esto nos lleva a considerar el hecho de que uno de los logros más importantes por alcanzar es el balance entre la necesidad de monitorear y la necesidad de lograr operaciones viables en términos sociales y financieros.

Para comenzar, entonces, necesitamos tener una idea clara de cómo enfrentar la aparente complejidad de la biodiversidad y lograr que el monitoreo sea práctico y relevante. Con relevante, queremos decir que el monitoreo debe dar respuestas confiables a preguntas importantes sobre el impacto del manejo en la biodiversidad (y si los resultados del monitoreo provocan modificaciones al plan de manejo, es importante que el programa sea relevante). Con práctico, queremos decir que el monitoreo debe hacerse con los recursos humanos y financieros disponibles. En la subsección 1.3 analizaremos con detalle cómo iniciar el monitoreo.

1.2 ÉNFASIS EN EL CERTIFICADOR

Pensamos que la falta de direcciones claras y específicas en el tema del monitoreo ecológico para los manejadores de bosques ha sido un punto débil en muchas de las evaluaciones de certificación independientes conducidas en América Central. Aunque los equipos certificadores con frecuencia solicitan a los manejadores del bosque hacer monitoreo ecológico, las instrucciones son, normalmente, muy generales como para que sirvan de guía adecuada. En el Recuadro 1.1 se encuentra resumida la forma en que el monitoreo ha sido dirigido en operaciones certificadas por el FSC en Centroamérica.

Si se invierte en monitoreo, vale la pena hacer un buen trabajo y procurar que el programa genere datos útiles

Para una lista completa de los tipos de lineamientos dados sobre el tema por los certificadores acreditados por el FSC en la región, recomendamos consultar el Anexo B.

Si bien reconocemos que el trabajo del certificador no es brindar prescripciones, los equipos certificadores pueden jugar un papel muy importante especificando las condiciones y precondiciones que los manejadores de bosques deberían incluir en sus planes de manejo y en los programas de monitoreo, de manera que se logren prácticas de manejo forestal más sostenibles. Es frecuente que los

RECUADRO 1.1

Monitoreo y certificación en los bosques neotropicales

En América Central, 32 operaciones de manejo forestal fueron certificadas por el FSC en el 2001. La mitad de esas operaciones (16) ocurren en bosques naturales. Ninguna de las precondiciones¹ establecidas para la certificación de los bosques naturales tenían que ver con asuntos relacionados con el monitoreo ecológico. Nueve de esas operaciones tenían condiciones para el monitoreo ecológico, con 14 condiciones en total (un rango de 1 a 3 por bosque, ver Anexo B).

Los reportes de certificación solicitan el monitoreo de una gran variedad de especies y atributos ecológicos. Un reporte específico en Gibor, Guatemala pedía el desarrollo de un plan de monitoreo, pero no daba ninguna información sobre los elementos que debían monitorearse. A las ocho operaciones certificadas restantes, a las cuales se impusieron condiciones relacionadas con el monitoreo ecológico, se les pidió explícitamente monitorear la fauna. Además, el resumen de certificación de una operación (la Cooperativa La Técnica Agropecuaria) solicitaba el monitoreo de “especies silvestres sujetas a la caza” y de “54 especies de aves seleccionadas como especies indicadoras”. Se dio poca o ninguna guía en cuanto a los grupos de fauna que debían monitorearse en el resto de las operaciones forestales.

De los ocho bosques a los cuales el equipo certificador ofreció alguna guía sobre qué especies o elementos ecológicos debían monitorear, seis indicaban que el monitoreo de la flora era necesario. Dos de esos informes no daban instrucciones en cuanto a cuáles grupos de flora debían monitorearse. Tres operaciones fueron inducidas a monitorear productos no maderables y una más monitoreó plantas útiles (tales como las medicinales).

Solo cuatro de los 16 bosques considerados fueron certificados después del 2000, cuando se implementó el Principio 9 (Bosques de Alto Valor para la Conservación). Aunque este principio pone énfasis en el monitoreo de atributos de alto valor para la conservación, solo un reporte de certificación indicaba que se deberían monitorear “los atributos del Bosque de Alto Valor para la Conservación”. No

se daba, sin embargo, ninguna guía de qué atributos monitorear, o cómo determinar los atributos.

A partir de los resúmenes que los informes de certificación ofrecen, podemos delinear dos importantes patrones en las operaciones certificadas en bosques naturales de Centroamérica:

- 1- Cuando se pide hacer monitoreo, los certificadores solo ofrecen lineamientos muy generales en cuanto a los elementos que deben monitorearse. Aunque esta falta de especificidad da a los manejadores un amplio espacio de movimiento, con frecuencia ellos no tienen la capacidad técnica necesaria para decidir qué monitorear, los enfoques y protocolos más apropiados.
- 2- Los vínculos entre monitoreo y manejo, en el mejor de los casos, se establecen de manera muy vaga en los reportes de certificación. Los lineamientos del FSC establecen que los resultados del monitoreo deben incorporarse en la implementación y revisiones del plan de manejo. Los informes de certificación sólo se refieren a este requisito de manera muy abstracta, si es que lo mencionan. Como consecuencia, el monitoreo que los manejadores hacen puede que sea consistente con las condiciones de certificación, pero logra de manera muy superficial los objetivos propuestos (establecer la presencia y/o abundancia de especies dadas en el área, por ejemplo), y no logra objetivos intermedios más importantes (determinar la influencia de las actividades de manejo en los componentes ecológicos de interés), ni el objetivo final (usar la información recolectada para modificar los enfoques del manejo).

¹ “Precondiciones” son los cambios que deben darse en el manejo del bosque, según el certificador acreditado por el FSC, y que deben iniciarse antes de que la operación reciba el estatus de ‘certificada’. La incapacidad para hacer tales cambios inhibirá la posibilidad de certificación. Las “Condiciones” son los cambios requeridos que deben ser ejecutados durante los primeros cinco años del contrato de certificación, de acuerdo con un calendario acordado entre la operación forestal y el certificador. Ninguna operación es perfecta y todas las operaciones certificadas por el FSC tienen condiciones establecidas para mejorar en el tiempo puntos débiles y llegar a cumplir con la totalidad de los P&C del FSC.

equipos certificadores tengan más experiencia con el monitoreo ecológico que quienes manejan los bosques; por eso, ayudarles a encontrar su ruta entre la casi ilimitada cantidad de opciones para el monitoreo, puede ser una contribución importante.

La estructura que presentamos en esta Guía no debe servir solamente para ayudar a los manejadores a desarrollar programas de monitoreo, como parte de sus estrategias de conservación. También esperamos que le ayude a usted, el certificador, para decidir qué es necesario y razonable pedir al manejador de cada Unidad de Manejo Forestal (UMF) con relación al monitoreo ecológico, y para definir las precondiciones, condiciones y la guía general que ofrezca a los manejadores.

El poco dinero disponible es un desafío importante en el desarrollo de programas de monitoreo relevantes y prácticos en muchas operaciones de manejo forestal en el trópico. La escasez de dinero está a menudo acompañada por la falta de conocimiento y capacidad para manejar la biodiversidad, en general, y para el monitoreo en particular. Algunas publicaciones recientes señalan que un énfasis fuerte en la recolección de datos y el monitoreo puede significar, a la larga, una barrera contra la certificación forestal y desviar de los objetivos de conservación y manejo los escasos fondos existentes. Pero por otra parte, el monitoreo es la piedra angular de la certificación forestal –uno de los diez principios del FSC es, precisamente, el monitoreo. Compartimos con el FSC la creencia de que el monitoreo es un elemento clave para el buen manejo forestal.

Los certificadores tienen el desafío de establecer requisitos de certificación que no sean inadecuados ni excesivos, sino adecuados, relevantes y prácticos. *En vez de simplemente solicitar a los manejadores el “monitoreo”, alentamos a los certificadores a considerar cuidadosamente los elementos ecológicos que justifican el monitoreo, y cómo deben usarse los datos para ayudar a demostrar que los bosques están siendo manejados de madera apropiada, o a modificar las prácticas de manejo antes de prescribir su uso.* De esta forma, podría hacerse una contribución significativa para lograr que el monitoreo sea más relevante, con menos costos y más aceptable. Esperamos que esta guía le sirva como herramienta para ayudarle a seleccionar los requerimientos de monitoreo más apropiados para los bosques certificados.

Una de las preguntas más conflictivas en la forestería de hoy es: “¿Cuál es el nivel de impacto aceptable en el manejo forestal?” Con frecuencia esta pregunta se contesta con generalidades, como que ‘el manejo forestal no debería provocar impactos negativos relevantes en la biodiversidad de un área’. Una respuesta un poco diferente aparece en el criterio 6.2 del FSC, donde se establece que ‘las funciones y valores ecológicos deben mantenerse intactos, aumentarse o restaurarse’.

Aunque las afirmaciones generales como las mencionadas son útiles como metas o direcciones generales, es probable que para un manejador signifiquen más preguntas que respuestas. ¿Representa la disminución del 50% de la abundancia de una especie de ave un impacto relevante para las funciones o valores ecológicos?, ¿se afectarían las funciones ecológicas si se reduce la cobertura del dosel en un 5%, en un 10%, en un 30%?. Estos son los tipos de preguntas que necesitan respuestas para determinar si la unidad de manejo forestal se ajusta a los principios del FSC.

Desde la perspectiva del monitoreo, son estas las preguntas que deben contestarse para determinar cuándo y cómo deben modificarse las actividades de manejo, en respuesta a la información generada con el monitoreo. Las respuestas muy pocas veces son claras. Con frecuencia, la información científica disponible es inadecuada para contestarlas con un alto grado de confiabilidad. Además, aún si los impactos del manejo fueran claros, el nivel de impacto aceptable a menudo difiere entre áreas. Esto se refleja en el reconocimiento del FSC de que algunos bosques tienen valores de conservación más altos que otros.

A pesar de las dificultades en contestar tales preguntas, creemos que las respuestas operativas (o quizás, hipótesis de trabajo) son críticas para garantizar la estructura necesaria que permita usar los datos del monitoreo. Como lo enfatizamos a lo largo de toda la Guía, un componente clave que falta en la mayoría de los programas de monitoreo es entender con claridad cómo se van a usar los datos colectados. Esta Guía intenta ofrecer una estructura para la toma de tales decisiones. La base conceptual

El monitoreo inadecuado, puede conducir al empleo de prácticas inadecuadas con resultados indeseables en la biodiversidad

sobre cómo usar los datos de monitoreo en el manejo aparece en la Sección 4; en la Sección 6 ofrecemos una serie de umbrales posibles.

1.3 PARA MANEJADORES Y CERTIFICADORES: EL ARRANQUE

Las siguientes ideas son básicas para el enfoque de monitoreo ecológico que hemos desarrollado en esta Guía. A continuación presentamos una breve explicación de cada idea, y en el resto de la Guía, analizaremos cómo se aplica cada una. Hemos agregado además, un par de puntos sobre la necesidad que se busca satisfacer en cada caso. El monitoreo requiere tiempo y dinero, y sus resultados pueden conducir a modificaciones en el plan de manejo. Los manejadores deben tomar en cuenta desde el inicio la necesidad de definir objetivos claros y específicos para el monitoreo, la necesidad de enfoques de muestreo que permitan obtener respuestas confiables a las preguntas sobre las relaciones entre el manejo forestal y los cambios en la biodiversidad, y la necesidad de contar con procedimientos claros para el análisis, interpretación y *uso* de los datos generados en el proceso de manejo.

1.3.1 El monitoreo ecológico no es un fin en sí mismo

Quienes manejan los bosques pueden ejecutar muchas acciones favorables a la conservación de la biodiversidad. Estas acciones se identifican en términos generales en los Principios y Criterios del FSC, y en los indicadores que los certificadores usan para determinar si el manejo forestal reúne los requerimientos de los Principios y Criterios.



Es importante señalar que el sentido común es tan valioso como el conocimiento técnico y científico para efectos de conservación en bosques en producción. Antes de pensar en el monitoreo ecológico, uno debe preguntarse sobre la identificación y el manejo efectivo de las principales amenazas a la biodiversidad –ejemplos obvios son la cacería, invasión de tierras, tala ilegal y los incendios. Cuando los recursos son limitados, el sentido común dice que la primera prioridad son las medidas para controlar tales amenazas. Si uno puede demostrar un control efectivo de las amenazas, se puede justificar la reducción de inversiones en algunos aspectos del monitoreo.

Un programa de monitoreo debe tener objetivos claros y específicos y debe contar con enfoques apropiados de muestreo y procedimientos concretos para el análisis, interpretación y uso de los datos generados

Sugerimos que las acciones relacionadas con la conservación de la biodiversidad sean claramente identificadas a partir de Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA). Las EIA pueden proveer la base para el desarrollo de una estrategia de conservación específica que forme parte del plan de manejo forestal (Sección 2). A pesar de que muchos certificadores no necesariamente la solicitan, el incremento en el enfoque de Bosques de Alto Valor para la Conservación sugiere que la implementación de un EIA podría ser una acción sensata para el manejador de bosques tropicales. La estrategia de conservación debe incluir los impactos identificados y todas las acciones que deben tomarse en cuenta para reducirlos o eliminarlos: medidas de protección, al menos alguna referencia de monitoreo operacional del proceso de manejo y el programa de monitoreo ecológico¹.

Muchos gobiernos solicitan una Evaluación de Impacto Ambiental antes de la implementación del plan de manejo, y también el FSC para obtener la certificación forestal. La meta principal de una EIA es contribuir a la reducción de los impactos negativos de las actividades humanas sobre variables ambientales, sociales y económicas, de modo que estos alcancen niveles aceptables.

En tanto, virtualmente todas las actividades humanas provocan algún grado de impacto negativo (bien dice el viejo adagio de que “no hay almuerzo gratis”), una EIA apropiadamente conducida permite a los decisores entender las ramificaciones de los proyectos planeados y hacer los ajustes apropiados para mitigar los impactos negativos. La metodología de la EIA desarrollada por CATIE y

¹ Resúmenes públicos de las operaciones certificadas por FSC indican que frecuentemente se requiere una descripción de medidas de protección ambiental, lo cual se acerca a la idea de una estrategia de conservación explícita.

utilizada por WWF Centroamérica para operaciones forestales industriales y comunitarias en Petén, Guatemala y la RAAN, Nicaragua, se basa en una participación pública extensiva que genera una serie de comentarios. Este enfoque relaciona el conocimiento de los especialistas de los equipos de EIA con el conocimiento de las personas más afectados por los proyectos propuestos, y es discutido con más detalle en la Sección 2.

Como un paso clave en el desarrollo de una estrategia de conservación, el proceso de EIA destaca el hecho de cómo las actividades humanas impactan los valores de biodiversidad (incluyendo los de Alto Valor para la Conservación) dentro de la UMF y los categoriza en términos de su severidad. El proceso vincula los impactos producidos con medidas de protección específicas, las cuales podrían reducirlos o eliminarlos. Las medidas incluso pueden ser planificadas desde el inicio del manejo. Esta categorización de la severidad de los impactos promueve el uso eficiente de los escasos recursos, lo cual resulta clave para la identificación de requerimientos de monitoreo ecológico.



Los resultados del monitoreo podrían entonces utilizarse para determinar cómo las medidas de mitigación implementadas sirven para reducir o eliminar los impactos negativos, e identificar qué nuevas medidas podrían ser tomadas. Este último punto es crítico porque permite que el monitoreo ecológico sea usado de una forma práctica por el manejador del bosque para influenciar precisamente aquellos impactos que se encuentran bajo su control. Esta retroalimentación e implementación debe realizarse en caso de que el monitoreo tenga algún sentido dentro del contexto del tipo de manejo adaptativo promovido por el FSC.

1.3.2 La necesidad de monitoreo no es igual en todos los bosques

Los Principios 8 y 9 del FSC (ver Anexo A de esta Guía) incluyen algunos criterios generales para ayudar a determinar cuán intensivo y comprensivo debe ser el monitoreo de un bosque.

El *Principio 8* dice que el monitoreo debe ser conducido *a una escala apropiada según la escala e intensidad de las operaciones de manejo*. ¿Qué significa esto en la práctica? El siguiente ejemplo se refiere a la intensidad del manejo. Una operación de manejo en la cual se cortan dos árboles por hectárea y se extraen con bueyes tiene un impacto en el bosque mucho menor que si se cortaran diez árboles por hectárea, se usara maquinaria para extraerlos y se aplicaran tratamientos silviculturales post-cosecha. Debido a que la intensidad de manejo es mucho mayor en la segunda situación, será necesario un monitoreo más comprensivo e intensivo que en la primera.

El *Principio 9* establece que algunos bosques tienen valores para la conservación especialmente altos – por lo que pueden ser considerados como Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC)– y que el mantenimiento de las características que hacen que estos bosques tengan estos altos valores debe constituir un importante objetivo de manejo. Estas características son llamadas Altos Valores para la Conservación (AVC). Debido a la importancia fundamental del *Principio 9* con relación a la biodiversidad del bosque y el monitoreo ecológico, es que a continuación reproducimos el texto completo de este Principio.

PRINCIPIO 9:

MANTENIMIENTO DE BOSQUES DE ALTO VALOR PARA LA CONSERVACION

Las actividades de manejo en Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC) mantienen o aumentan los atributos que definen tales bosques. Las decisiones respecto a los Bosques de Alto Valor para la Conservación deberán siempre ser consideradas dentro del contexto de un enfoque precautorio.



El monitoreo ecológico debe permitir al manejador del bosque poder influir sobre aquellos impactos que se encuentran bajo su control

- 9.1.** La evaluación para determinar la presencia de los atributos consistentes con Bosques de Alto Valor para la Conservación debe ser realizada, y debe ser apropiada a la escala e intensidad del manejo del bosque.
- 9.2.** La parte consultiva del proceso de certificación debe hacer énfasis en los atributos de conservación identificados, y en las opciones para el mantenimiento de estos.
- 9.3.** El plan de manejo debe incluir e implementar medidas específicas que aseguren el mantenimiento y/o el aumento de los atributos de conservación de manera consistente con el enfoque precautorio. Estas medidas deben estar específicamente incluidas en el resumen del plan de manejo disponible al público.
- 9.4.** Un monitoreo anual debe ser conducido para evaluar la efectividad de las medidas empleadas para mantener o aumentar los atributos de conservación.

El concepto de BAVC y de AVC está probando ser extremadamente útil. Fue primero definido por el FSC para su uso en certificación, pero esta siendo cada vez más usado en:

- 1 otras iniciativas de certificación
- 1 el mapeo y planificación del manejo de recursos naturales
- 1 la defensa de los intereses de conservación
- 1 políticas de compra por corporaciones, y
- 1 más recientemente, políticas gubernamentales (Jennings y otros 2002).

En Bosques de Alto Valor para la Conservación se requieren desarrollar e implementar estrategias de manejo y de monitoreo que aseguren el mantenimiento de los altos valores para la conservación

Cómo debe ser interpretado y aplicado el Principio 9 en la práctica dentro del contexto del manejo forestal?. Primero, se debe determinar si un bosque es un BAVC. Como bien lo señalan Jennings y otros (2002) en el documento de Proforest “Identificando Altos Valores para la Conservación al Nivel Nacional: una Guía Práctica”, todos los bosques contienen valores ambientales, socioeconómicos o culturales, como por ejemplo proveer hábitat para la vida silvestre, protección de cuencas o sitios arqueológicos. *En el caso de que estos valores sean considerados de importancia crítica o sobresaliente, el bosque puede ser definido como un Bosque de Alto Valor para la Conservación.*

Un BAVC puede ser una parte pequeña de un bosque de área mayor, por ejemplo una zona riparia que protege un arroyo que es el único que suple de agua potable a una comunidad, o un pequeño parche de un ecosistema raro. En otros casos, el Bosque de Alto Valor para la Conservación puede constituir toda una unidad de manejo forestal, por ejemplo cuando el bosque contiene varias especies amenazadas o en peligro de extinción. Una UMF puede también ser parte de una área mayor de bosque y ser definida como un BAVC si esta área mayor tiene relevancia a nivel global, regional o nacional debido a su tamaño y al mantenimiento dentro de ella de procesos ecológicos a gran escala, y de poblaciones viables de muchas especies.

La clave del concepto de BAVC *es la identificación de los Altos Valores para la Conservación (AVC)*. Cualquier tipo de bosque –sea boreal, templado o tropical, natural o plantado- puede potencialmente ser un Bosque de Alto Valor para la Conservación, debido a que su designación se basa únicamente en la presencia de AVC dentro del bosque (Jennings y otros 2002).

El Recuadro 1.2. incluye las definiciones del FSC de BAVC y explora como tales definiciones pueden ser aplicadas al ejemplo específico del Petén, Guatemala. En el Recuadro 1.3. se presenta un resumen de los resultados de un estudio preliminar realizado por Morales y Radachowsky (2003) en que identifican Altos Valores para la Conservación para la Concesión Forestal Comunitaria Uaxactún, en Petén, Guatemala.

En lo que respecta a la necesidad de monitoreo, el punto principal relacionado al Principio 9 es que si se tiene un BAVC, se requiere desarrollar e implementar un manejo y una estrategia de monitoreo que asegure el mantenimiento e incremento de los AVC del bosque. Se deben monitorear las operaciones forestales en bosques calificados como “Bosques de Alto Valor para la Conservación” para ayudar a asegurar que los valores sobresalientes no sean impactados en forma negativa por las actividades de manejo. En los casos en que estos AVC se encuentren relacionados a la biodiversidad, se requiere entonces el monitoreo ecológico.

RECUADRO 1.2

Bosques de Alto Valor para la Conservación en el Neotrópico

El *Principio 9* del FSC (mantenimiento de los Bosques de Alto Valor para la Conservación, BAVC) se estableció en el 2000 (ver Anexo A). La guía más comprensiva para la identificación y manejo de BAVC se encuentra en la 'caja de herramientas' preparada por ProForest (Jennings y otros 2002). En ella se establecen seis tipos de Bosques de Alto Valor para la Conservación:

AVC1: Áreas de bosque que contienen concentraciones significativas a nivel global, nacional o regional, de valores de la biodiversidad (p.e. endemismo, especies en peligro, refugios).

AVC2: Áreas de bosque que contienen paisajes relevantes a nivel global, nacional o regional, que forman parte de o incluyen a la unidad de manejo, donde existen poblaciones viables de la mayoría –o todas– las especies que ocurren naturalmente con patrones naturales de distribución y abundancia.

AVC3: Áreas de bosque que se ubican en o contienen ecosistemas raros, amenazados, o en peligro.

AVC4: Áreas de bosque que ofrecen servicios básicos en situaciones críticas (p.e., protección de cuencas, control de erosión).

AVC5: Áreas de bosque fundamentales para satisfacer las necesidades básicas de las comunidades locales (p.e., subsistencia, salud).

AVC6: Áreas de bosque críticas para la identidad cultural de las comunidades locales (áreas de valor cultural, ecológico, económico o religioso, identificadas junto con las comunidades locales involucradas).

Los AVC1, AVC2 y AVC3 se relacionan principalmente con los valores de la biodiversidad del bosque, y los AVC4, AVC5 y AVC6 con la interacción entre las características ecológicas y otras características del bosque y las comunidades locales. La propuesta de ProForest ofrece, además, una serie de lineamientos de valoración para determinar si un bosque dado cumple con los criterios del estatus de Alto Valor para la Conservación.

Pareciera ser que la mayoría de los bosques naturales neotropicales califican como de AVC. Por ejemplo, consideremos los bosques del Petén, Guatemala. Un análisis realizado por la Sociedad

para la Conservación de la Vida Silvestre (WCS, por sus siglas en inglés) ha establecido que allí se encuentra un gran número de especies endémicas del área Yucatán-Petén, y bastantes especies raras o amenazadas (AVC1). El Petén, con un área aproximada de 1.62 millones de hectáreas, representa un gran "bosque a nivel de paisaje" de significancia global, regional y nacional, y que abarca casi todas las especies que ocurren de manera natural, la mayoría de las cuales se dan con patrones bastantes cercanos a la distribución y abundancia natural (AVC2). Durante mucho tiempo, los bosques del Petén han sido usados como fuente de productos no maderables y como un área de caza por las comunidades locales, por lo que son importantes para la satisfacción de necesidades básicas (AVC5). La Reserva de la Biósfera Maya fue creada en Petén en parte porque el madereo extensivo y la deforestación estaban amenazando este tipo de ecosistema; por eso, el Petén puede ser considerado como un BAVC, desde la perspectiva local, regional y global (AVC3). Además, aunque las comunidades locales no son indígenas, los bosques del área son claves para la supervivencia de tales comunidades; por lo que Petén puede calificar como BAVC, según el AVC6. Finalmente, aunque podría argumentarse que Petén también podría ser declarado BAVC por los servicios ambientales que ofrece (AVC4), tal como el secuestro de carbono, la mayoría de las interpretaciones actuales de este criterio se enfocan en la frase 'en situaciones críticas', por lo que el énfasis se da en aspectos como producción de agua potable, protección de la estabilidad de laderas, protección contra el fuego y moderación del microclima para la producción agrícola. En consecuencia, la interpretación actual del AVC4 pone en duda que Petén califique como BAVC, con base en este criterio. No obstante, sí califica con al menos tres criterios (AVC1, AVC2 y AVC5) y posiblemente hasta con cinco (AVC1, AVC2, AVC3, AVC5 y AVC6), y de repente hasta con los seis criterios, si se diera una interpretación más liberal al criterio AVC4.

Los detalles para otros bosques de América Central pueden ser diferentes, pero es muy probable que muchos bosques naturales del Neotrópico califiquen como Bosques de Alto Valor para la Conservación, según uno o más de los criterios mencionados. Casi todos los bosques de la región podrían calificar con base en AVC1 y AVC3, y muchos con el criterio AVC4.

RECUADRO 1.3

Altos Valores para la Conservación identificados en la Unidad de Manejo Forestal Comunitaria Uaxactún, Petén, Guatemala (Morales y Radachowsky 2003).

Altos Valores para la Conservación (AVC) identificados	Criterios considerados
<p>AVC1. Áreas forestales que contienen concentraciones de valores de biodiversidad importantes a nivel global, regional o nacional (ej. endemismo, especies en peligro de extinción, refugios)</p> <p>AVC1.2 Especies amenazadas o en peligro de extinción</p> <p>BAVC1.3 Especies endémicas</p> <p>BAVC1.4 Uso crítico por temporada</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● En Uaxactún hay una elevada presencia de especies endémicas a nivel de la Selva Maya. ● Existen 55 especies (mamíferos, aves y reptiles) incluidas en los apéndices I y II de CITES. ● Hay más de 50 especies amenazadas o en peligro de extinción. ● De 125 especies migratorias para la RBM, 110 están presentes en Uaxactún. Especies de Jabalí, Coche de Monte y Tapir, utilizan los sitios y bosques bajos como sitios de alimentación y refugio en la época lluviosa.
<p>AVC2. Áreas forestales que contienen bosques con niveles de paisaje importantes que son significativos a nivel global, regional, o nacional, que son contenidas dentro de o que contienen una Unidad de Manejo donde existen poblaciones viables de la mayoría si no todas las especies que existen dentro de patrones naturales de distribución y abundancia.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● En la RBM los grandes bosques naturales sujetos a manejo forestal sostenible se limitan a la zona de uso múltiple, con una extensión total aproximada de 500,000 hectáreas. ● Uaxactún tiene una gran extensión. Presenta una relativa poca intervención pasada y actual y la gran mayoría de sus bosques no son fragmentados. ● Las condiciones naturales del ecosistema están relativamente intactas. ● Casi todas las especies históricamente reportadas para los bosques del Petén se encuentran todavía en Uaxactún.
<p>AVC5. Áreas forestales fundamentales para cumplir con las necesidades básicas de las comunidades locales (por ejemplo, subsistencia, salud).</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Los bosques de la RBM fácilmente califican como un AVC5, debido a la alta dependencia económica de las comunidades de éstos bosques. ● Las comunidades de Uaxactún tradicionalmente han utilizado los recursos del bosque para subsistir, especialmente productos no maderables, como xate (<i>Chamaedorea spp</i>), chicle (<i>Manilkara</i>) y pimienta (<i>Pimenta</i>). La caza provee una importante fuente de proteína para sus pobladores. ● Aunque la dependencia por los recursos del bosque en Uaxactún es alta y esencial, existen otras áreas en la RBM donde se podrían obtener dichos productos. Esto no obstante implicaría una fuerte competencia con otras comunidades y poblaciones locales.
<p>AVC6. Bosques críticos para la identidad cultural tradicional de las comunidades (áreas con significado cultural, ecológico, económico o religioso en cooperación con las comunidades locales).</p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Hay una fuerte identidad con el uso y manejo de los recursos del bosque. ● Más del 70% de la población depende directa o indirectamente de los productos del bosque, ya sea recolectores, transportistas o prestadores de servicios. ● Existe una gran tradición extractiva. La comunidad de Uaxactún, junto con la de Carmelita, son las únicas que aún realizan todas las actividades productivas practicadas en la región a gran escala en épocas pasadas (por ejemplo extracción de xate, chicle y pimienta).

En resumen, algunas unidades de manejo requieren más monitoreo ecológico que otras y algunas pueden de hecho requerir poco monitoreo – o incluso ninguno. Esta Guía enfatiza que este es un resultado posible del trabajo necesario para el diseño del programa. Por otra parte, algunas operaciones pueden requerir inversiones sustanciales en monitoreo para poder demostrar que se está cumpliendo con los requisitos del buen manejo forestal y que los valores claves no están sujetos a impactos inaceptables. Esto puede suceder, como lo hemos ilustrado, si las operaciones de manejo tienen claramente un fuerte impacto en el bosque, son de naturaleza poco común, o si se trata de un Bosque de Alto Valor para la Conservación.

1.3.3 Todos los componentes de la biodiversidad pueden ser medidos, pero no todos son indicadores útiles

De todas las cosas que componen la biodiversidad, los criterios más aceptados para el monitoreo ecológico demuestran que sólo algunas son útiles como indicadores (ver en Anexo C una revisión técnica de algunos aspectos relacionados con el uso de especies indicadoras). *Recomendamos que las propuestas de indicadores para el monitoreo se ajusten a aquellos que, según la información disponible, podrían ofrecer información útil.* En la Sección 3 presentaremos un proceso que ayuda en la selección de los indicadores más apropiados para un programa de monitoreo.

1.3.4 No hay necesidad de monitorear algo directamente si se puede hacer de forma indirecta

El monitoreo podría requerir la asignación de los escasos fondos con que cuenta el manejador del bosque. Es importante tomar en cuenta que es más fácil evaluar la cantidad y calidad del hábitat –el bosque– que evaluar las especies que lo componen. Para muchas especies animales, es más fácil buscar huellas que contar individuos; asimismo, es más fácil evaluar la calidad de la semilla y la abundancia y vigor de la regeneración que evaluar el nivel de endogamia en poblaciones de especies de árboles de valor comercial. La calidad y cantidad del hábitat, las huellas, la calidad de las semillas y las características de la regeneración son mediciones indirectas de aspectos importantes de la biodiversidad que son difíciles de monitorear directamente. Siempre que sea posible, esta Guía recomendará la medición indirecta de la biodiversidad para el monitoreo del manejo forestal. Desafortunadamente, algunas mediciones indirectas no se relacionan estrechamente con la biodiversidad que resulta del manejo del bosque; en cuanto a la biodiversidad, por ello, tratamos de promover el uso de aquellos métodos que tienen el mejor fundamento científico.

1.3.5 Una buena planificación y diseño son claves para el monitoreo práctico y relevante

Para el monitoreo deben establecerse objetivos claros y específicos. Los objetivos específicos deben relacionarse con los efectos del manejo en la biodiversidad. Haga preguntas claras para ayudarse a definir los objetivos; por ejemplo, “¿cuál es el efecto del tratamiento silvicultural en la abundancia de aves migratorias neotropicales?”. Con una serie de objetivos a la mano, el paso siguiente es diseñar métodos para la recolección de datos, de manera que se obtengan respuestas confiables a las preguntas planteadas. Si esto no se hace, el monitoreo será inútil y no se logrará el manejo adaptativo.

Debe tenerse cuidado con la selección de los elementos ecológicos para el monitoreo, la forma de recopilar datos y cómo usarlos para modificar las actividades de manejo. Si se presta cuidadosa atención a estos y otros detalles, se podrá diseñar un programa de monitoreo relevante y práctico. Si no, los recursos invertidos en el monitoreo se habrán malgastado. En la Sección 2 discutiremos algunos conceptos generales relacionados con el diseño del programa, para ayudarle a crear un buen programa de monitoreo.

1.3.6 Los resultados del monitoreo son inútiles si no significan una mejora del manejo

Con frecuencia, los programas de monitoreo se establecen con tan solo una vaga idea de cómo se usarán los datos que se colecten. Los recursos económicos y humanos que se invierten en el monitoreo son muy valiosos, y es poco ético desperdiciar tales recursos en una empresa infructuosa. Por ello pensamos que es muy importante definir la forma en que los datos serán empleados antes de colectarlos. En la Sección 4 ofreceremos una guía para establecer un marco de uso de la información colectada a través del monitoreo. ■

Algunas unidades de manejo requieren más monitoreo ecológico que otras y algunas pueden requerir poco monitoreo o incluso ninguno

SECCIÓN 2



Diseño e implementación de un programa de monitoreo



¿Qué encontrará en esta sección?

Esta sección le llevará a través de los diez pasos a seguir en el diseño de un programa de monitoreo apropiado a la intensidad y escala de su operación, con especial énfasis en el monitoreo de Altos Valores para la Conservación (AVC).

Iniciaremos con la revisión de los objetivos del manejo forestal, brindando mayor atención a aquellos relacionados con la conservación, especialmente a los que se refieren a AVC. Analizaremos la importancia del principio de precaución para el manejo en general, así como la necesidad de considerar la importancia de los costos del monitoreo en el diseño del programa.

El monitoreo ecológico se presenta como un elemento dentro del proceso global de planeamiento de las operaciones de manejo, que incluye además la Evaluación de Impacto Ambiental, y que complementa una serie de medidas sensatas para la protección y conservación del bosque. A partir de esta base analizaremos los restantes pasos en el proceso del diseño del programa.

2.1. EL MONITOREO ECOLÓGICO COMO UN COMPONENTE DEL PROCESO DE MANEJO ADAPTATIVO DEL BOSQUE

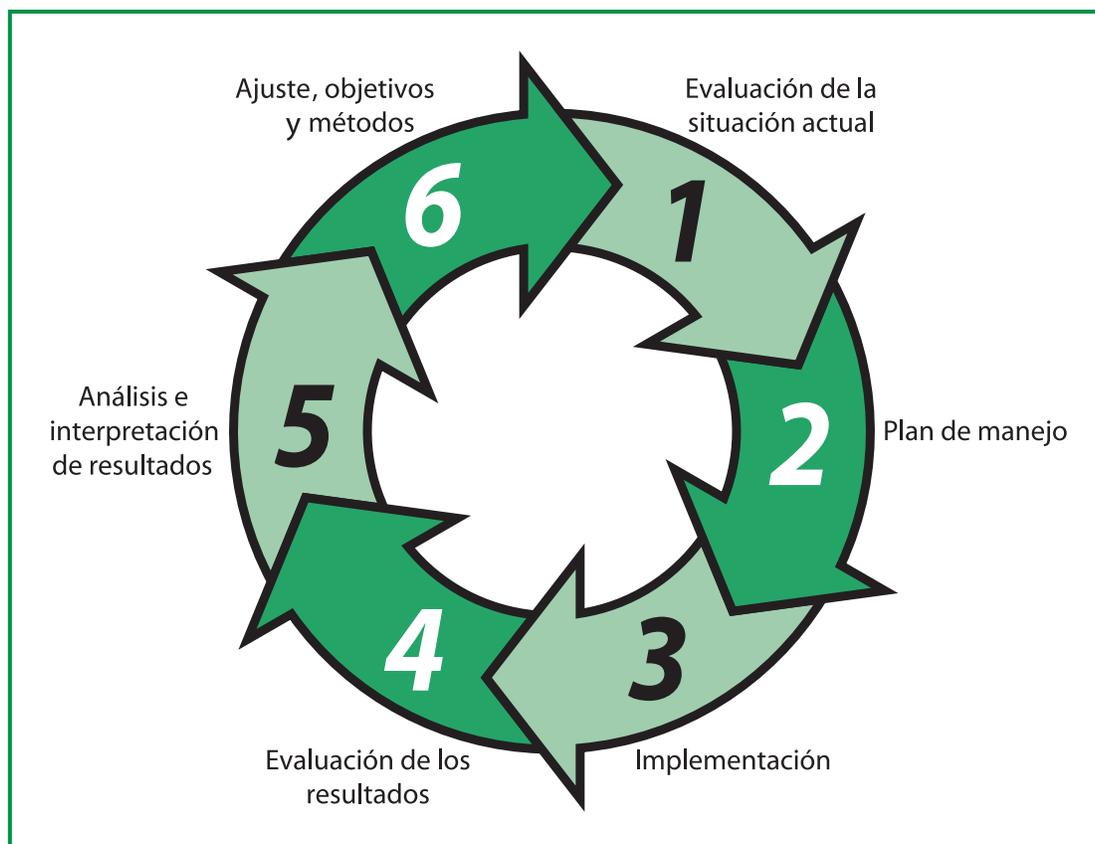
Debe quedar claro por ahora que no es posible pensar en el monitoreo ecológico como algo independiente del proceso de manejo del bosque. El monitoreo ecológico, por el contrario, constituye uno de los pasos necesarios para asegurar el cumplimiento de los objetivos de manejo previamente establecidos, el cumplimiento con los requerimientos legales y con los requerimientos de certificación del FSC.

El proceso del Manejo Forestal Adaptativo (ver Figura 2.1) requiere que el manejador del bosque realice las siguientes actividades:

1. Defina los objetivos del manejo.
2. Identifique los Altos Valores para la Conservación (si resulta apropiado y si está interesado en la certificación del FSC).
3. Haga una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) para identificar los impactos positivos y negativos de las principales actividades de manejo sobre variables ecológicas importantes (incluyendo los AVC), de acuerdo con las regulaciones nacionales del país donde se localiza la UMF, y con los requerimientos de los certificadores.
4. Establezca medidas de mitigación para reducir los impactos negativos de la operación.
5. Defina objetivos específicos del programa de monitoreo (¿qué desea monitorear?).
6. Seleccione indicadores para su evaluación en el programa de monitoreo.
7. Establezca un diseño sólido de muestreo para el programa de monitoreo.
8. Establezca límites o valores para los indicadores medidos que “activen” una respuesta (usualmente un cambio en las operaciones de manejo).
9. Monitoree las operaciones de acuerdo con el esquema establecido.
10. Adapte las actividades de manejo y los documentos de planificación (volver al punto 4).

Figura 2.1

Proceso completo del Manejo Forestal Adaptativo.



Una discusión detallada de cada uno de los pasos mencionados anteriormente es presentada en las siguientes subsecciones, con el propósito de que usted pueda implementarlos en su propia UMF (un esquema con los pasos a seguir se muestra también en la Figura 2.2).

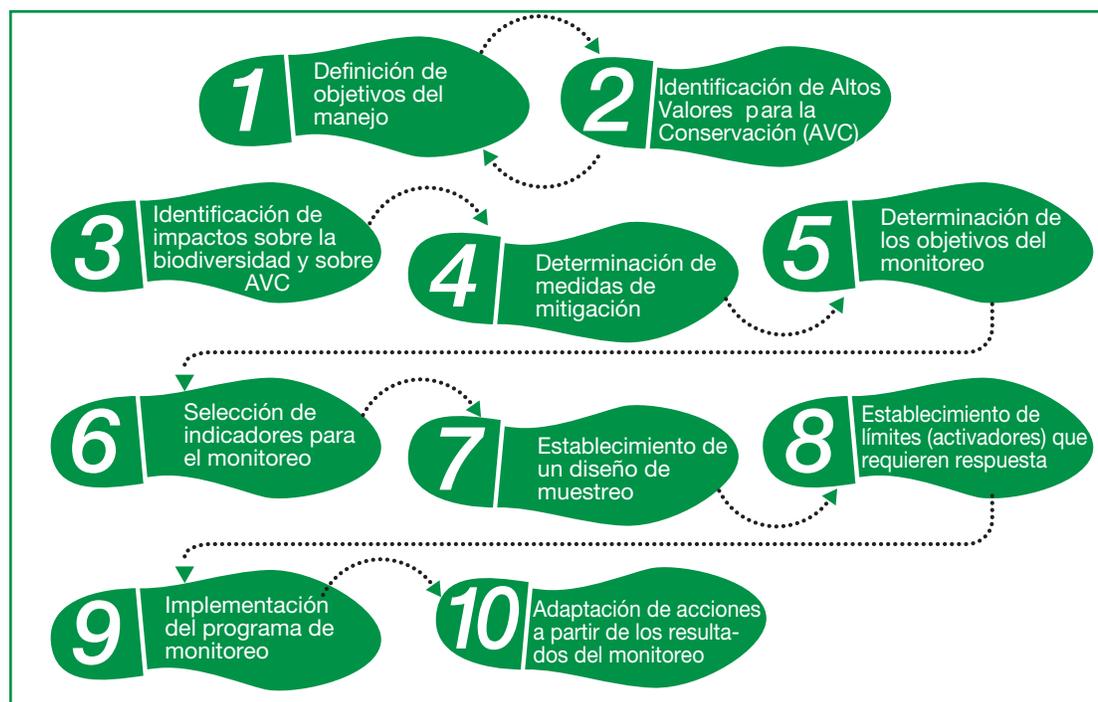


Figura 2.2

Pasos para el diseño de un programa de monitoreo. Ilustra el proceso completo del Manejo Forestal Adaptativo.



PASO 1. DEFINICIÓN DE LOS OBJETIVOS DEL MANEJO

Objetivos de manejo generales y específicos

Los objetivos de manejo son guías de vital importancia en el diseño del programa de monitoreo dado que los resultados del monitoreo le ayudan a determinar si se están alcanzando o no los objetivos. Tales objetivos deberían incluir elementos de conservación particularmente cuando los Altos Valores para la Conservación han sido identificados en el bosque bajo manejo.

Definir los objetivos del manejo es el primer paso en el proceso de diseñar e implementar un programa de monitoreo. Como se mencionó antes, esta Guía se enfoca en los objetivos de producción y conservación y, en aras de la claridad, deliberadamente decidimos no entrar en el área económica y social. *Sin embargo, el incluir objetivos socioeconómicos en el plan de manejo es igualmente crítico para el éxito de las operaciones forestales.*

El objetivo general de producción para el manejo puede ser simplemente ‘la producción sostenible de madera con valor alto y medio’. De igual manera, un objetivo general de conservación (basado en los Principios 6 y 9 del FSC) podría ser ‘el mantenimiento, mejoramiento y restauración de la biodiversidad del bosque’. Estos dos objetivos en realidad forman parte de otro mayor que puede ser expresado como: ‘la producción sostenible de bienes y servicios del bosque y el mantenimiento de la integridad ecológica como condición básica para la producción sostenible’.

Es importante recordar que el énfasis y la inversión en la conservación pueden ser distintos en diferentes operaciones de manejo. Algunos manejadores pueden dar una alta prioridad a los objetivos de conservación, sobrepasando incluso los lineamientos mínimos establecidos por el FSC, mientras que en otras situaciones pueden solo necesitar alcanzar los estándares mínimos.

Por otra parte, debemos también recordar que el Principio 9 requiere que, en Bosques de Alto Valor para la Conservación manejados, el énfasis sea dado a los objetivos de conservación (así como a los

Con el principio precautorio se pretende minimizar los riesgos de tener consecuencias ecológicas negativas en situaciones en que las implicaciones ecológicas potenciales podrían ser severas

sociales, culturales y económicos). *Cualquier operación localizada dentro de un BAVC y donde exista un interés por alcanzar la certificación del FSC, debe poner especial atención al Principio 9.*

Los objetivos específicos de conservación dependen de las características particulares de cada UMF. Por ejemplo, puede que una especie de mono amenazada de extinción esté presente en su UMF, aunque esta no alberga la totalidad de la población; por lo tanto, usted no es el único responsable por la supervivencia o extinción de la especie, pero podría tener dificultades para alcanzar la certificación si su régimen de manejo contribuye al declive de esta especie, o si no ha considerado cómo estabilizar o mejorar esta situación. Al respecto, un objetivo de manejo específico podría ser ‘conservar las características estructurales del bosque necesarias para la especie de mono amenazada *Ateles incognitum*, para así apoyar los esfuerzos regionales de conservación de la especie’. La conservación de tal estructura indicaría que su enfoque cumple con las intenciones del *Principio 9* relativo a esta especie.

El principio de precaución

El principio de precaución es un elemento fundamental en el manejo de Bosques de Alto Valor para la Conservación, según el *Principio 9* del FSC. ¿En qué consiste este principio precautorio y cómo afecta a los objetivos del manejo?

Las consecuencias ecológicas de cualquier actividad de manejo nunca pueden predecirse con un 100% de certeza. Esta incertidumbre crea un nivel de riesgo; cualquier acción de manejo podría provocar consecuencias ecológicas negativas imprevistas. Por lo general, un alto nivel de riesgo es menos aceptable cuando los intereses ecológicos son altos (como en un BAVC) que cuando las consecuencias ecológicas negativas no son tan significativas. El minimizar los riesgos en situaciones en que las implicaciones ecológicas potenciales podrían ser severas es la base del principio precautorio.

En la práctica, el principio de precaución significa que debido a la incertidumbre relacionada con los impactos de las operaciones de manejo sobre los Altos Valores de Conservación que son manejados, deben tomarse toda clase de medidas prácticas posibles para reducir esos impactos potenciales *dentro del contexto del mantenimiento de una operación económicamente rentable*. Este es un punto importante.

Operaciones forestales tropicales poco lucrativas no son sostenibles y la rentabilidad económica debiera ser reconocida como un componente crítico del principio precautorio para el mantenimiento de AVC en bosques tropicales de tierras bajas.

Deberá notarse, sin embargo, que no se puede empíricamente decidir no implementar el principio precautorio debido a que esto podría resultar más costoso. *Las operaciones en BAVC que están interesadas en la certificación del FSC deben demostrar la relación costo/beneficio si deciden no implementar el principio precautorio.*

Por otro parte, si usted es una persona seria en cuanto al tema del buen manejo forestal, siempre va a pensar en forma precavida y no deberá preocuparse porque este principio le complique la vida.



PASO 2. IDENTIFICACIÓN DE ALTOS VALORES PARA LA CONSERVACIÓN

Esta subsección define los seis tipos de Altos Valores para la Conservación que se pueden encontrar. Para propósitos de esta Guía, solamente nos interesan los AVC 1, 2 y 3, toda vez que hemos restringido nuestros métodos de monitoreo a los elementos ecológicos. El manejador interesado en la certificación del FSC deberá determinar si los bosques bajo manejo incluyen o no cualquiera de los valores considerados dentro de estas tres definiciones, de modo que el manejo y las actividades de monitoreo puedan ajustarse a ellas. Procedimientos detallados para la identificación de AVC se encuentran en la guía de Octubre del 2002 de Proforest “Identificando Altos Valores para la Conservación al Nivel Nacional: una Guía Práctica” (Jennings et al. 2002; info@proforest.net).

Idealmente, un proceso a nivel nacional podría ser emprendido para determinar los AVC apropiados para un país particular. Sin embargo, esto aún no se ha logrado en ningún país de Latinoamérica (aunque el proceso ha sido iniciado en una Unidad de Manejo Forestal específica en la RAAN, Nicaragua). Podríamos brindar una metodología detallada para identificar AVC en esta Guía, pero nos limitaremos a ofrecer solo algunos lineamientos generales.

Forestales y ecólogos con experiencia y conocimiento, y con un sólido entendimiento del concepto de Alto Valor para la Conservación pueden llegar a definir los AVC para una UMF específica. El primer paso consiste en reunir información respecto a qué valores se encuentran presentes dentro del bosque. Idealmente, un equipo compuesto de forestales y biólogos debe ser capaz de decidir si estos valores son “significativos” o “críticos”.

Independientemente de los valores que el BAVC pueda tener, usted podría intentar identificar algunos criterios que le permitan excluir rápidamente todos aquellos bosques que definitivamente no contienen AVC, y de modo inverso, identificar bosques que potencialmente contengan AVC específicos. Tal evaluación preliminar permitiría que los esfuerzos subsecuentes sean dirigidos hacia los AVC que pueden estar presentes, reduciendo de esta forma la necesidad de llevar a cabo una evaluación completa para todos los AVC.

También se podría necesitar definir umbrales para decidir cuando una característica de un bosque – su área, un tipo de ecosistema inusual como un parche de bosque inundado, o el número de especies endémicas de aves encontradas – es suficientemente importante para requerir la designación de un Alto Valor para la Conservación.

El juego de herramientas de Proforest ofrece una guía para la definición de AVC en cada uno de los siguientes tres tipos de Bosques de Alto Valor para la Conservación *designados a partir de atributos ecológicos*. Hemos sintetizado la amplia discusión formulando varias preguntas claves con el propósito de ayudarlo a determinar si su bosque puede tener los Altos Valores para la Conservación sugeridos por cada definición

AVC1: Las áreas de bosque contienen concentraciones significativas a nivel global, nacional o regional, de valores de la biodiversidad.

- 1 ¿Se encuentra la operación localizada dentro de áreas protegidas?.
- 1 ¿Existen especies amenazadas y en peligro de extinción (a nivel global, regional o nacional) dentro de la UMF?.
- 1 ¿Hay especies endémicas dentro de la UMF?.
- 1 ¿La UMF provee hábitat para el uso estacional crítico o concentraciones temporales?.

AVC2: Las áreas de bosque contienen grandes paisajes forestales a nivel global, regional o nacional, o contienen a la unidad de manejo, donde existen poblaciones viables de la mayoría –o todas– las especies que ocurren naturalmente con patrones naturales de distribución y abundancia.

- 1 ¿Hay una presencia significativa de bosque natural intacto?
- 1 ¿El tamaño del bosque intacto es lo suficientemente grande como para mantener las principales poblaciones de fauna?.
- 1 ¿Son las características estructurales y de composición de especies del bosque adecuadas para mantener poblaciones naturales?.
- 1 ¿El grado de fragmentación es tal que el bosque no puede mantener los patrones naturales?.
- 1 Las amenazas son tan grandes o frecuentes que la funcionalidad del bosque es poco probable?.
- 1 Considerando todo lo expresado anteriormente, ¿puede uno razonablemente esperar que existan poblaciones viables con patrones naturales de abundancia y distribución de especies que ocurren naturalmente?.

Esta sección le ayudará a determinar si su bosque puede tener Altos Valores para la Conservación

La Evaluación de Impacto Ambiental es una herramienta útil para determinar las necesidades de conservación en la Unidad de Manejo Forestal según los impactos humanos sobre la biodiversidad

AVC3: Áreas de bosque que se ubican en o contienen ecosistemas raros, amenazados o en peligro.

- 1 ¿Se encuentra la UMF ubicada dentro de un ecosistema oficialmente designado?
- 1 ¿Cuál es la extensión del ecosistema dentro de la región o el país?
- 1 ¿Cuál es el grado de protección del ecosistema en cuanto a amenazas y tasa de pérdida?
- 1 ¿Cuáles son las condiciones del ecosistema en términos de composición y estructura?

La experiencia en Guatemala y Nicaragua, combinada con el análisis de la guía de Proforest, sugiere que el principal criterio para la toma de decisiones para la determinación de si un bosque particular contiene o no Altos Valores para la Conservación puede ser resumida en las siguientes 5 categorías, que discutiremos luego con mayor detalle:

- 1 Designación gubernamental del área (AVC 1-3).
- 1 Área del bosque (AVC 2).
- 1 Amenazas al bosque (AVC 1-3).
- 1 Presencia y abundancia de especies particulares de plantas y/o animales (AVC 1 y 2).
- 1 Características del bosque (estructura, composición, distribución) (AVC 3).

Como manejador del bosque, usted debe estar consciente de la designación oficial del área dentro de la cual está trabajando, o debiera ser capaz de determinarla de una forma relativamente fácil. Esta Guía puede proveerle poca ayuda acerca de su situación específica, pero recalcamos de nuevo el punto: eso es algo que usted debiera saber.

El área del bosque y su localización con relación a otros tipos de bosques, unidades de manejo o áreas protegidas, es también algo relativamente fácil de determinar a través de una simple revisión de los proyectos de mapeo regional de ecosistemas, inventarios forestales o imágenes satelitales. Esta Guía no considera cómo determinar la importancia de su UMF en términos de su área dentro del paisaje o dentro del contexto regional.

En la siguiente subsección, brindamos un modelo simple para la identificación de las amenazas al bosque y sus impactos (como parte del proceso de Evaluación de Impacto Ambiental). Usted probablemente ya está consciente de muchas de las amenazas que aquejan al bosque que maneja, y dependiendo de su formación profesional, también de algunos de los impactos potenciales de las actividades de manejo. Nuestro enfoque sirve simplemente para proveer alguna estructura para que usted realmente conozca los principales impactos y asegure que estos no “se escapen”.

Los dos últimos criterios que son importantes para la determinación de AVC, son otra historia. La determinación de la presencia, abundancia y distribución de especies particulares de plantas y animales, y ciertas características del bosque, puede ser una tarea complicada que lo lleve a incurrir en costos adicionales si no lo piensa cuidadosamente con antelación.



PASO 3. IDENTIFICACIÓN DE LOS IMPACTOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD Y LOS ALTOS VALORES PARA LA CONSERVACIÓN

La Evaluación de Impacto Ambiental es una herramienta útil para determinar las necesidades de conservación en la UMF según los impactos humanos sobre la biodiversidad, constituyendo una base ideal para el desarrollo de un enfoque o estrategia de conservación, que podría incluir un programa de monitoreo ecológico.

Uno de pasos más difíciles consiste en determinar como enfocar la EIA. Existe un rango casi ilimitado de impactos que una operación de manejo forestal puede ocasionar. Los impactos pueden ser positivos o negativos, a largo o a corto plazo, y poco o muy significativos. También se tiene que muchos de los impactos son supuestos (rara vez se tienen datos o condiciones experimentales para determinar en forma concluyente que un determinado resultado ocurrirá), y existen a menudo muchos puntos de vista contradictorios sobre las ventajas e inconvenientes de una operación forestal en un área particular.

Adicionalmente, todos hemos visto documentos extensos con varios cientos de páginas dedicadas a todos los posibles impactos ambientales que pueden resultar de las actividades humanas. Estos documentos comprensivos son costosos, consumen tiempo, y a menudo se ve uno en problemas para entender el tema de fondo o para implementar las medidas de mitigación más relevantes.

En tanto existen numerosas metodologías y enfoques de EIA, intentamos aquí simplemente introducir un proceso útil para iniciar el análisis de impactos y proveer insumos para el tema de Altos Valores para la Conservación y el monitoreo. Pretendemos presentar un proceso que sea eficiente y que pueda ser implementado en países y regiones forestales con recursos limitados y que afrontan grandes amenazas. Enfatizamos en los impactos que se encuentran bajo el control de los manejadores del bosque y que por tanto pueden ser reducidos o eliminados por ellos, los impactos que reciben una mayor atención son aquellos relacionados con la cosecha y la silvicultura. El tema de EIA puede ser más profundamente abarcado en publicaciones como la del CATIE (Gretzinger 1996).



Temas significativos

El primer paso en el proceso de EIA es definir los Temas Significativos relacionados con los resultados del enfoque del planeamiento del manejo. Estos son determinados a partir de una consulta amplia y balanceada a personas familiarizadas con:

- 1 El bosque bajo estudio.
- 1 El régimen de manejo forestal.
- 1 La compañía, comunidad o individuo que implementa el manejo.
- 1 La legislación nacional relevante o las políticas de desarrollo.

Un equipo balanceado de profesionales con experiencia práctica, combinado con un proceso bien conducido de consulta abierta que entrevista a personas de diferentes sectores (miembros de la comunidad, oficiales del Gobierno, empleados locales de ONG, investigadores académicos, sector privado) podría asegurar que una serie de tópicos sean identificados. *El énfasis debe darse a las inquietudes y punto de vista de los individuos que cuentan con experiencia y conocimiento de la situación, y a aquellos más directamente impactados por la operación. El considerar solo los puntos de vista de los individuos que conducen el proceso no resulta adecuado.*

Es importante notar que el proceso de EIA no es enteramente un análisis objetivo. A fin de cuentas la opinión subjetiva de los profesionales que conducen el análisis combinado con las opiniones de los individuos consultados son usadas para determinar los principales temas que deberían estudiarse. Frecuentemente, una larga lista de temas es recopilado. El trabajo de los forestales, biólogos o equipos de evaluadores multidisciplinarios es identificar y dar prioridad a los principales temas, basados en el número de veces que estos fueron mencionados y a los puntos de vista de los profesionales, dada su importancia. La metodología previamente mencionada desarrollada por CATIE (Gretzinger 1996) explora con mayor detalle como este proceso de refinamiento puede ser llevado a cabo.

Los Temas Significativos proveen el contexto dentro del cual podemos enfocar el análisis de los impactos de diferentes acciones bajo factores ambientales claves. Estos temas pueden también resultar en la determinación de Altos Valores para la Conservación del bosque.

Impactos y factores

Como parte de la Evaluación de Impacto Ambiental, usted debe separar las categorías amplias de las actividades de manejo en componentes individuales más detallados – por ejemplo, tratamientos silviculturales, árboles cosechados, construcción de caminos, extracción de trozas -, e identificar los impactos específicos a partir de los factores específicos de cada actividad. Este paso es crucial no solo para definir los impactos, sino también para desarrollar las medidas de protección y mitigación, y para refinar el programa de monitoreo y dirigirlo hacia los elementos más relevantes.

El paso siguiente entonces es identificar las principales actividades de manejo y los factores ambientales o variables que pueden ser impactadas bajo cada tema significativo. Los valores pueden asignarse a los impactos como una función del factor. Estos valores pueden ser cuantitativos (tal como lo sugiere la metodología del CATIE) o simplemente: “Alto, Medio, Bajo”. El punto es indicar cuáles impactos negativos son los principales, y por consiguiente los que más deben preocupar.

La elegancia de este enfoque es que se centra en el análisis de las actividades de manejo más importantes que se encuentran bajo el control del manejador, y también que determina qué componentes ambientales (p.e. especies silvestres, la estructura del bosque), son más probablemente impactados.

En muchos casos, los impactos de mayor prioridad serán aquellos relacionados con los AVC identificados previamente, y los cuales deberán monitorearse.

El Cuadro 2.1 ilustra como se pueden determinar los impactos más críticos para el tema significativo: “ausencia de actividades designadas para promover un aprovechamiento de bajo impacto” (adaptado de una EIA reciente en Nicaragua)¹.

Factores impactados	Acciones de manejo				Importancia total del factor impactado
	Cosecha de árboles	Construcción de caminos	Arrastre de trozas	Disposición de desechos	
Cobertura del bosque	-26	-26	-20	-17	-89
Composición florística	-20	-20	-15	-13	-68
Calidad del agua	-20	-18	-13	-26	-77
Poblaciones de vida silvestre	-22	-23	-17	-22	-84
Peces	-13	-17	-17	-24	-71
Importancia total del impacto de las acciones	101	-104	82	-102	

Cuadro 2.1
Resultados de una Evaluación de Impacto Ambiental de una operación de manejo forestal propuesta en Nicaragua. Ver texto para más detalles.

Para propósitos del monitoreo de Bosques de Alto Valor para la Conservación, el Cuadro 2.1 indica que dados los limitados recursos, podríamos obtener una mejor inversión del dinero enfocando los esfuerzos de protección y monitoreo en la cobertura del bosque (p.e. fragmentación y conversión) y en las poblaciones claves de vida silvestre (especies particulares), más que en los impactos sobre los peces o la calidad del agua. Esto no significa que no exista ningún impacto negativo sobre estas variables ambientales, pero se asume que los impactos tenderían a ser mayores sobre la cobertura del bosque y la vida silvestre.



PASO 4: DETERMINACIÓN DE LAS MEDIDAS DE MITIGACIÓN

Una vez que se han identificado los impactos humanos potenciales sobre la biodiversidad en la UMF, ¿cuál debiera ser su estrategia de conservación? Primero, existen medidas de protección, control y reducción de impactos simples, ampliamente reconocidas y ampliamente aplicables, que usted puede tomar según el impacto humano (Recuadro 2.1).

Los esfuerzos iniciales deben concentrarse en reducir los impactos sobre los factores claves y asegurar que las medidas de mitigación cumplan con esa tarea. Específicamente, en relación con el

¹ Estos valores cuantitativos de acciones sobre los factores son, individualmente, no tan importantes como los valores relativos de los factores impactados.

ejemplo mostrado antes, el manejador debe probablemente gastar un tiempo y esfuerzo considerables en implementar un aprovechamiento de bajo impacto y en la construcción de una adecuada red de caminos para reducir impactos en la cobertura forestal y en las poblaciones de vida silvestre.



PASO 5: DETERMINACIÓN DE LOS OBJETIVOS DEL MONITOREO

A estas alturas, hemos identificado los Altos Valores para la Conservación del Bosque, los impactos negativos potenciales sobre los AVC y/u otras variables ambientales claves, así como las medidas de mitigación y protección para reducir los impactos. El próximo paso es completar la estrategia de conservación, desarrollando un programa de monitoreo que considere los aspectos anteriores. Antes de comenzar esta tarea, sin embargo, se deben tomar en cuenta varios puntos claves.

Los costos de monitoreo

Una operación de manejo forestal que incluya un programa de monitoreo costará más que una que no lo haga. Además, consideramos que si es apropiadamente planeado, diseñado y ejecutado, tal y como lo hemos discutido, un programa de monitoreo que incluya la evaluación de la fauna costará más que uno que solamente requiera evaluar la vegetación y que puede ser integrado con las actividades “normales” de recolección de datos que son parte del paquete del manejo forestal (como es el caso de los inventarios). Sin embargo, como lo anotamos en subsecciones anteriores, para los manejadores forestales “serios” los desembolsos emitidos para el desarrollo de un programa de monitoreo temprano adecuado pueden significar un ahorro de costos en el futuro.

Actualmente, no es posible discutir a plenitud acerca de las implicaciones de los requerimientos del monitoreo respecto a los costos y beneficios del manejo forestal la información necesaria no existe, o no se encuentra fácilmente disponible².

La Guía, sin embargo, toma en cuenta el punto básico de que el monitoreo debe ser apropiado a la escala e intensidad del manejo; los costos del monitoreo deben incrementar de forma apropiada en relación con la escala, intensidad y el valor de conservación del bosque. Pensamos que si los impactos del manejo en el bosque parecen ser muy bajos, los manejadores y certificadores deben considerar la posibilidad de no monitorear. En otras situaciones, será necesario tomar en cuenta varios aspectos al confrontar los costos de un programa de monitoreo con otros costos del manejo y con la situación financiera de una operación. Sin duda, algunas decisiones difíciles deberán ser tomadas.



Aquellas propuestas de monitoreo que no generen información útil dentro del contexto del manejo adaptativo representan una pérdida de dinero. Por lo tanto, los manejadores y certificadores deben identificar tales propuestas y evitar su implementación. *En forma general, dentro de un marco de trabajo con recursos limitados, la posibilidad de inversión y su magnitud deben ser evaluadas en relación con otros aspectos del amplio contexto del manejo, tales como la necesidad de control de incendios o de invasión de tierras.* En otras palabras, puede ser más prudente invertir los fondos en prevenir la conversión del bosque, y luego, una vez que las amenazas inmediatas han sido eliminadas, invertir los fondos en el monitoreo. Esperamos que el próximo año se tengan avances importantes hacia la institucionalización del monitoreo como una herramienta cotidiana del manejo ecológico, financiero y social sostenible, y esperamos que esta Guía pueda contribuir a tales avances.

² Precisamente en este momento, el consorcio WWF/CATIE/OSU conduce una investigación sobre el tema de los costos dentro del contexto de una operación forestal industrial en la RAAN, Nicaragua. Esta compañía implementa la Guía de monitoreo ecológico para resolver temas identificados por un cuerpo certificador acreditado por el FSC. Los resultados de esta investigación estarán disponibles en el 2004.

No sugerimos llevar a cabo monitoreo ecológico para determinar si los efectos de las principales amenazas a la biodiversidad se encuentran o no dentro de los límites aceptables. Más bien, habiendo definido estas principales amenazas –probablemente a través de una EIA–, se deberán concentrar esfuerzos en reducirlas o eliminarlas. Se podría realizar un monitoreo para determinar si las acciones de manejo implementadas son efectivas para reducir o eliminar las principales amenazas, pero este monitoreo es más operacional que ecológico, y no es lo que nos interesa en esta Guía.

La única excepción a este enfoque basado en las principales amenazas a la biodiversidad podría ser la cacería. En este caso, el monitoreo ecológico podría constituir el mejor mecanismo para evaluar los impactos exactos de la cacería sobre la biodiversidad del bosque y tratar de monitorear la incidencia y control de tal actividad.

Aquellas operaciones de manejo identificadas en el proceso de EIA como causantes de impactos importantes sobre la biodiversidad son un asunto diferente. Usted debe ejecutarlas; constituyen la razón de su trabajo y la razón de por qué está leyendo esta Guía. Ellas podrían convertirse en importantes amenazas a la biodiversidad. Las operaciones de manejo, por lo tanto, representan los impactos humanos que requieren monitoreo ecológico para determinar si sus efectos se encuentran dentro de los límites aceptables. Si usted decide que es necesario ejecutar en su UMF un monitoreo ecológico de los resultados de las operaciones de manejo, el siguiente paso será diseñar el programa de monitoreo.

“Aprender y mejorar” es la consigna que debe privar en todo programa de monitoreo

RECUADRO 2.1

Medidas de protección simples, ampliamente reconocidas y aplicables que favorecen la conservación de la biodiversidad en las UMF

La primera opción para la conservación de la biodiversidad en unidades de manejo forestal es proteger y controlar dentro de un marco de precaución. Al enfatizar el vínculo entre la conservación y la sostenibilidad de la producción, muchas de las medidas que se pueden tomar son medidas de protección general de los bosques. El énfasis en las medidas de protección, como las que a continuación mencionaremos, debe aumentar con la intensidad de las operaciones de manejo.

Medidas generales de protección de los bosques

- 1 Controlar la invasión de tierras.
- 1 Controlar la cosecha ilegal de madera y de productos no maderables.
- 1 Controlar incendios.
- 1 Emplear técnicas de aprovechamiento de impacto reducido, incluyendo la protección del bosque en laderas y cerca de cursos de agua, y restricciones en la intensidad de aprovechamiento de especies arbóreas poco comunes.

Medidas específicas para proteger la biodiversidad

- 1 Proteger una proporción del área (quizás 10%) de la UMF, que incluya áreas de los principales tipos de bosques presentes en la UMF. El bosque protegido debe ser un área adicional a las áreas que no fueron aprovechadas por encontrarse en laderas o cerca de cursos de agua.
- 1 Proteger tipos de bosques de extensión limitada o con características poco comunes.

- 1 Proteger especies de animales y plantas vulnerables, amenazadas y en peligro de extinción.
- 1 Controlar la cacería.
- 1 Asegurar que el dosel permanezca continuo en tantos lugares como sea posible a lo largo de los caminos de aprovechamiento, de manera que esos caminos no se conviertan en barreras para el movimiento de los animales del dosel.
- 1 Proteger árboles individuales que, se sabe, juegan un papel ecológico importante en el bosque, como árboles huecos, algunas ciertas especies de higos (*Ficus* spp.), o grupos de especies que tienen un valor ecológico ampliamente reconocido, como las palmas.
- 1 Reducir el impacto de los tratamientos silviculturales. Si se emplean, son probablemente la operación de manejo individual que causa el mayor impacto a la estructura y composición del bosque. Para reducir este impacto sobre la biodiversidad:
 - a) Evite el uso de tratamientos como el refinamiento, que mata árboles de manera indiscriminada y sin beneficio silvicultural inmediato.
 - b) Mantenga franjas de bosque sin tratamiento de un ancho igual a la altura del dosel, por lo menos, y trate de que esas franjas conecten parches de bosque perturbados y no perturbados.
 - c) Proteger las lianas en la medida de lo posible, ellas forman una parte significativa de la biodiversidad de plantas del bosque, cumplen papeles ecológicos importantes y son fuente de muchos productos no maderables. Corte las lianas solo si está seguro de que van a causar problemas en las operaciones de aprovechamiento.

La filosofía y el objetivo general del monitoreo

Buscamos desarrollar programas de monitoreo ecológico relevantes y prácticos, que le ayuden a aprender sobre los cambios que ocurren en el bosque cuando usted lo maneja, y a detectar los cambios indeseables que usted puede controlar al mejorar las operaciones de manejo. “Aprender y mejorar” es la consigna que hemos sugerido para el programa de monitoreo. No buscamos la recopilación de información simplemente para que algunas personas se sientan satisfechos; más bien esperamos ayudarle a construir un programa útil que le permita mejorar el manejo de su UMF.

Dentro del marco de aprender y mejorar, el objetivo general de un programa de monitoreo que se diseñe usando esta Guía puede ser:

Determinar si los valores de los indicadores ecológicos (incluyendo aquellos que representan Altos Valores para la Conservación) cambian como consecuencia de las operaciones de manejo, y si el grado del cambio está dentro de los límites aceptables o no, obteniéndose de esta forma información necesaria para mejorar el plan de manejo.



El monitoreo ecológico es un elemento clave del manejo adaptativo, y este a su vez es clave en la filosofía del FSC y en la mayoría de los enfoques modernos del manejo forestal. Básicamente, el manejo adaptativo se centra en el uso de la información recopilada durante las acciones de manejo para ayudar a ‘adaptar’ las futuras acciones. Dentro del contexto del manejo adaptativo, el monitoreo debería ayudar a detectar cambios en la abundancia de las especies o en las condiciones del bosque con un cierto nivel de confianza estadística, y a relacionar tales cambios con las operaciones de manejo. Como ya hemos señalado, si el monitoreo no le permite hacer esto, no es útil para el manejo adaptativo ni para el proceso de certificación. La detección del cambio causado por las operaciones de manejo tiene implicaciones importantes para el diseño del muestreo. Esto lo discutiremos más adelante.



PASO 6. SELECCIÓN DE INDICADORES PARA EL MONITOREO

La selección de indicadores debe hacerse después de identificar los impactos humanos más significativos durante el proceso de EIA. Dado el gran número de características potenciales que se pueden monitorear, seleccionar las más apropiadas pareciera ser un reto difícil. Sobre esto hablamos en la Sección 1, y en la Sección 3 ofrecemos un procedimiento paso por paso usando un árbol de decisiones para ayudarle en esta tarea. Los indicadores que incluimos en la Sección 5 han sido seleccionados porque se relacionan directamente con los principales impactos, y además tienen potencial para el monitoreo significativo y práctico.

A pesar de la reconocida importancia que tiene para el manejo apropiado de los recursos naturales, el análisis, planificación y monitoreo a nivel de paisaje, esta Guía no recomienda el monitoreo de indicadores a este nivel. Tomamos la decisión de no recomendar el monitoreo de paisajes por una combinación de razones prácticas y conceptuales. En términos prácticos, el monitoreo del paisaje –con sus requerimientos de análisis de fotografías aéreas o satelitales es uno de los aspectos más costosos y a veces difíciles de lograr dentro del contexto del manejo forestal, aún si se cuenta con apoyo de personal especializado. En términos conceptuales, creemos que en ningún caso debería ser considerado una prioridad. Las principales amenazas a la integridad ecológica del paisaje –conversión del bosque e incendios– deben ser enfrentadas con prevención, no a través del monitoreo ecológico de sus efectos. Afirmamos esto por la simple razón de que sabemos que los impactos de estas perturbaciones son inaceptables. Los cambios en las características de un rodal forestal debidos a las operaciones de manejo también pueden afectar la integridad ecológica del paisaje, por ejemplo, limitando los movimientos de los animales. Pero si ocurren cambios inaceptables a este nivel, serán detectados y corregidos con el monitoreo de la estructura y composición del rodal y de la respuesta de especies.



PASO 7. ESTABLECIMIENTO DE UN DISEÑO DE MUESTREO

‘Aprender y mejorar’ es una buena consigna, pero dentro del contexto del negocio forestal, uno necesita tener un margen razonable de confianza de que lo que está aprendiendo es válido, convincente, y que las mejoras aplicadas mediante cambios al plan de manejo son necesarias y apropiadas. Esta confianza sólo se puede obtener con información confiable; y la información confiable solo se alcanza con un buen diseño de muestreo. Nunca resaltaremos lo suficiente este punto: como veremos en otras secciones de la Guía, es muy fácil diseñar procedimientos de muestreo pobres, y un mal muestreo le puede costar dinero.

En relación con el diseño del muestreo, hay que enfatizar dos aspectos básicos: la necesidad de comparar las áreas manejadas con áreas de referencia, y la confianza estadística de los resultados de las comparaciones. Hablaremos de estos dos aspectos básicos en la presente subsección. En el diseño de muestreo uno también debe tomar en cuenta los límites que definen si un cambio observado es aceptable o no. Para justificar su existencia, el programa de monitoreo debe ser capaz de detectar grados de cambio que han sido definidos como inaceptables, a un cierto nivel de confianza estadística. La subsección siguiente analiza y discute lo referente a los límites entre cambios aceptables e inaceptables.

Primero, el muestreo debe diseñarse para que responda al objetivo general del monitoreo que se ha establecido. Para determinar si los valores de los indicadores ecológicos, incluyendo los AVC, cambian como consecuencia de las operaciones de manejo, necesitamos tomar mediciones en áreas manejadas y compararlas con mediciones en áreas de referencia, por lo general, no manejadas. Con frecuencia las áreas no manejadas son bosques ‘primarios’ no perturbados. Sin embargo, si se maneja un bosque con un largo historial de impacto humano no controlado, sería injusto o ilógico usar bosques primarios como punto de referencia. Las mediciones de los indicadores deben ser repetidas en el tiempo, pues los bosques son dinámicos y los rodales manejados aún más.

Hay dos formas de comparar cambios en los valores de los indicadores en áreas manejadas y no manejadas. Uno puede tomar mediciones en el área a ser manejada antes de que el manejo inicie, y compararlas con lo que pasa después. Sin embargo, al hacer esto, uno no puede estar totalmente seguro de que algunos de los cambios observados se deban al manejo, o si esos cambios hubieran ocurrido de todos modos, esto es, aún sin la presencia del manejo. Entonces, aun si usted posee información de su bosque desde antes de iniciar el manejo, es necesario comparar el área manejada con un área de referencia, y medir las dos áreas al mismo tiempo – si un cambio ocurre en el área manejada, pero no en la de referencia, se puede estar razonablemente seguro de que tal cambio se debe a las operaciones de manejo.

La confianza estadística entra en juego porque necesitamos saber hasta dónde podemos creer en los resultados del monitoreo. El análisis estadístico tiene que ver con las probabilidades, y es posible que una diferencia en el valor de un indicador entre un bosque manejado y uno de referencia se deba al azar. El análisis estadístico nos dice qué probabilidad hay de que tal diferencia se deba al azar; asimismo, uno establece un valor de probabilidad aceptable que da un nivel de confianza razonable en cuanto a si la diferencia observada entre el área manejada y de referencia se debe a un efecto del manejo. Los estadísticos y científicos generalmente usan 5% como el valor aceptable de probabilidad para tomar decisiones: si la probabilidad de que una diferencia observada entre dos áreas se debe al azar es del 5% o menos, muchas personas aceptarían gustosas como válida la aseveración de que tal diferencia es un efecto genuino de la acción que estamos evaluando; en este caso, las operaciones de manejo. Como todos los forestales aprenden cuando estudian los inventarios forestales, el diseño de muestreo –los tamaños y el número de parcelas para medir vegetación, por ejemplo afecta la confianza estadística de la estimación de una variable y la probabilidad de que la diferencia entre dos estimados se deba al azar. Con tamaños de muestra más grandes, por ejemplo, aumenta la confiabilidad.



PASO 8. DEFINICIÓN DE LÍMITES (ACTIVADORES) QUE REQUIEREN UNA RESPUESTA

Los bosques son monitoreados con el fin de detectar cambios, pero su utilidad depende de haber definido con precisión el cambio aceptable –porque es inevitable y aún necesario que el bosque cambie en alguna

medida a causa del manejo— y el no aceptable, que en consecuencia requiere una respuesta del manejo, el ‘cierre del círculo’ del manejo adaptativo. Aunque muchos programas de monitoreo prestan considerable atención a los pasos 6 y 7 presentados en esta Sección, el paso crítico de establecer activadores es a menudo descuidado. Y si este paso se descuida, todo el trabajo de diseño e implementación del programa de monitoreo podría perderse.

La manera de resolver este problema es estableciendo límites entre los cambios aceptables e inaceptables para cada indicador, de manera que si los cambios van más allá de esos límites, es una señal de alerta para el manejador sobre la necesidad de una respuesta de manejo. Un cierto grado de cambio activará, en efecto, una respuesta de manejo; es por eso que a estos límites les llamamos activadores. El establecimiento de dichos valores límites es analizado en detalle en la Sección 4 de esta Guía.

PASO 9. IMPLEMENTACIÓN DEL PROGRAMA DE MONITOREO

Habiendo efectuado todos los 8 pasos anteriores, se debería ahora asignar el tiempo y los recursos que quedan en implementar el programa de monitoreo que ha sido diseñado.

PASO 10. ACCIONES DE ADAPTACIÓN BASADAS EN LOS RESULTADOS DEL MONITOREO

Este, por supuesto, es otro punto esencial para alcanzar el manejo adaptativo y, en consecuencia, cumplir con los Principios y Criterios del FSC. Los resultados del monitoreo deben resumirse y enviarse a quienes toman las decisiones de la operación forestal. De manera clara, debe exponerse de qué manera las operaciones de manejo están impactando o han impactado a diferentes indicadores. Cuando los activadores muestran valores más altos que el límite establecido, se requieren modificaciones a las operaciones.

En el plan de manejo se debe definir cómo y cuándo se deben revisar los resultados del programa de monitoreo y con qué frecuencia se debe modificar el plan de manejo. Los certificadores, por su parte, deben determinar si los procedimientos definidos en el plan de manejo se están cumpliendo o no. ■



SECCIÓN 3



Diseño de su programa de monitoreo: tomando las decisiones difíciles

Árbol de decisiones para el desarrollo de programas de monitoreo en bosques bien manejados del trópico húmedo



¿Qué encontrará en esta sección?

En esta sección ofrecemos un árbol de decisiones que podría guiarlo en el diseño de un programa de monitoreo ecológico para su unidad de manejo forestal. La primera subsección (uso del árbol de decisiones) muestra información básica sobre cómo proceder y el resto de la sección presenta el árbol de decisiones.

3.1. USO DEL ÁRBOL DE DECISIONES

El árbol de decisiones lo llevará paso a paso a través del proceso de diseño de su programa de monitoreo. No todas las decisiones han sido incluidas en el árbol – usted deberá tomar algunas de ellas, incluyendo algunas de las más importantes, con base en su conocimiento y experiencia del bosque. Nosotros intentamos, sin embargo, identificar e incluir varias de las decisiones más relevantes respecto al monitoreo ecológico en bosques tropicales, que consideramos son de importancia general.

Algunas acciones son más importantes que otras para asegurar que la biodiversidad sea conservada en un bosque de producción, y de nuevo, debe utilizarse el sentido común para decidir cuáles de estas deben implementarse primero. En las secciones previas hemos enfatizado en las amenazas potenciales más importantes a la biodiversidad en bosques tropicales, tales como los incendios, la invasión del bosque, el cambio en el uso de la tierra, la cosecha ilegal de madera y productos no maderables. Nuestro árbol de decisiones y los protocolos de monitoreo se basan en el supuesto de que estas amenazas son identificadas en el plan de manejo, como parte de la estrategia de conservación (Sección 2), y son combatidas en la unidad de manejo forestal. No ofrecemos ninguna actividad de monitoreo ecológico específica o protocolos para cubrir estas amenazas, a las cuales usted debe dar una alta prioridad para manejarlas y minimizarlas. Usted no debería estar pensando en términos de monitorear sus efectos una vez que estos suceden. En ausencia de un manejo acertado para minimizar estas amenazas, cualquier programa de monitoreo ecológico tendrá un valor marginal en promover el manejo sostenible del bosque.

El árbol de decisiones le permitirá tomar algunas decisiones difíciles con respecto al monitoreo; usted decidirá si se requiere llevar a cabo un monitoreo detallado y también qué monitorear

Hay muchas cosas que podrían ser monitoreadas. Debido a que sabemos que su tiempo y dinero son limitados, partimos de un conjunto de elementos relativamente simples cuyo monitoreo podría ser útil en muchas situaciones –un filtro grueso– hasta la consideración de un conjunto potencialmente mayor de elementos a monitorear que pueden ser deseables en situaciones particulares. Algunas de las decisiones importantes –si es necesario o no el monitoreo, y si se puede optar por el enfoque simple de filtro grueso o más bien invertir en algo más detallado– se basan en la intensidad de manejo del bosque y en su valor de conservación. Nuestro razonamiento respecto a estas decisiones es simple: primero, a mayor intensidad de manejo, mayor necesidad de monitoreo, y segundo, si se desea alcanzar la certificación del FSC para un Bosque de Alto Valor para la Conservación debe cumplirse con los requerimientos de monitoreo, tal y como lo establecen sus P&C. Hay que notar que una de las amenazas obvias a la biodiversidad en bosques manejados constituye un elemento básico del proceso de manejo –la cosecha de árboles, que puede amenazar la sobrevivencia de sus poblaciones–. Las especies de árboles cuyas poblaciones tienden a ser amenazadas por la cosecha son a menudo raras en el bosque y por consiguiente, desafortunadamente, son difíciles de monitorear. Nosotros, no obstante, creemos que todos los manejadores deben considerar el hecho de si es necesario monitorear las poblaciones de al menos algunas de las especies de árboles que son cosechadas, y el árbol de decisiones es claro en este aspecto. Si el monitoreo fuera costoso, al punto que este no pudiera ser implementado, estas especies deberían ser protegidas a través de un enfoque precautorio en sus cosechas.

En el árbol de decisiones, partimos de dos pasos en el desarrollo del programa de monitoreo. Nuestro objetivo aquí es ayudar a asegurar que sus actividades de monitoreo se adecúen a los principios y criterios del FSC, y permitirle ahorrar tiempo y dinero, en la medida de lo posible, evitando trabajo de monitoreo innecesario. El Paso I le ayudará a decidir si se requiere llevar a cabo un monitoreo detallado, y el Paso II a decidir qué monitorear si se halla que un monitoreo detallado es necesario. Note que no proponemos monitorear a la escala de paisaje. Las razones para esto se encuentran en la Sección 2.

El Paso I se basa en la idea de que si no se maneja un Bosque de Alto Valor para la Conservación y si las operaciones de manejo tienen un impacto mínimo en el bosque, una inversión adicional en monitoreo podría no ser necesaria. Pero si se está operando un BAVC, o si las operaciones de manejo son de una intensidad tal que podrían afectar la biodiversidad o integridad ecológica del bosque en forma negativa, un programa de monitoreo para evaluar impactos puede ser necesario para acceder a los criterios del FSC.

Si el Paso I indica que un programa de monitoreo es necesario, el Paso II ofrece una guía para ayudar a establecer un programa de monitoreo que daría la información necesaria para facilitar un buen manejo forestal.

3.2. EL ÁRBOL DE DECISIONES PARA APOYAR EL DISEÑO DE PROGRAMAS DE MONITOREO ECOLÓGICO PARA ASEGURAR EL CUMPLIMIENTO DE LOS PRINCIPIOS Y CRITERIOS DEL FSC



Paso I. ¿Es necesario un programa de monitoreo ecológico para la unidad de manejo forestal?

Este paso le permite decidir si es necesario desarrollar un monitoreo detallado para la unidad de manejo forestal.

1. ¿Es el bosque de Alto Valor para la Conservación tal y como lo describe el Principio 9 del FSC? (nota: proponemos usar un procedimiento de evaluación basado en el conjunto de herramientas propuesto por ProForest para determinar el estado del área del BAVC, ver Secciones 1 y 2).

No – Ir a 2.

Sí – Un monitoreo detallado de al menos algunas variables podría ser requerido, ir al Paso II.

2. ¿Se llevan a cabo cosechas mayores a un número promedio de cinco árboles por hectárea o un volúmen de madera comercial promedio de 10 metros cúbicos por hectárea (para el cálculo de estos promedios se deben excluir las áreas asignadas a la protección), y/o se aplican tratamientos silviculturales post-cosecha en los rodales aprovechados, y/o se cosecha más de un promedio de cinco árboles caídos por hectárea?.

No – Si se cumplen las directrices de aprovechamiento de impacto reducido, el impacto de sus operaciones de manejo se considera bajo y por lo tanto el monitoreo ecológico no se considera necesario como herramienta para alcanzar los principios y criterios del FSC. La excepción principal a esta regla se daría en casos donde las especies que están siendo aprovechadas son susceptibles al declive de sus poblaciones. No obstante, la implementación de algunos de los protocolos de monitoreo descritos en este documento podrían ayudarlo a ajustar o refinar sus operaciones de manejo, proveerle una demostración más objetiva del manejo sostenible, y darle una mayor credibilidad con respecto a grupos interesados.

Sí – Un monitoreo detallado de al menos algunas variables podría ser necesario para reunir los criterios del FSC, ir al Paso II.



Paso II. ¿Qué elementos del bosque debería monitorear?

Este paso está diseñado para ayudarlo a desarrollar un programa de monitoreo y decidir qué elementos deben ser monitoreados. Si usted alcanza este paso, es porque la evaluación en el Paso I indica que podría ser necesario desarrollar un programa de monitoreo para asegurar el cumplimiento con los principios y criterios del FSC; o porque desea ajustar o refinar sus operaciones, obtener una demostración objetiva del manejo sostenible, o lograr mayor credibilidad con respecto a los grupos interesados.

Aunque este árbol de decisiones parece ser muy prescriptivo, esta no es su intención. Proponemos usar este árbol de decisiones como una herramienta que ayude a establecer programas de monitoreo, y no como un conjunto rígido de criterios. Los manejadores y certificadores pueden modificar el árbol de decisiones o sus recomendaciones basados en las características específicas del sitio.

Parte A. La estructura y composición del rodal. Aquí le proveemos una guía para ayudarlo a determinar qué aspectos de la estructura y composición del rodal deberían ser monitoreados. Considerando el hecho de que algunas especies de árboles o grupos de especies tienen papeles ecológicos claves en muchos bosques neotropicales (p.e. palmas e higuerones), hemos incluido en

nuestro árbol de decisiones la posibilidad de monitorearlos. Alentamos a realizar modificaciones a este árbol de decisiones y a los protocolos propuestos para que se incluyan especies adicionales que tengan papeles ecológicos especiales en el área bajo consideración. El monitoreo de la estructura y composición del rodal refleja la aplicación de un enfoque de filtro grueso para la evaluación de los efectos del manejo sobre el bosque. Recomendamos que este enfoque de filtro grueso sea considerado para BAVC aún cuando los AVC identificados para el bosque tengan relación con el criterio de especies amenazadas, en peligro de extinción o endémicas. Su uso deberá estar justificado en el plan de manejo.

- 1.** ¿Se cosechan solamente árboles muertos?.

Sí – Ir a 4.

No – Asumiendo que el manejo se lleva a cabo en un Bosque de Alto Valor para la Conservación y/o que su intensidad de manejo excede los niveles descritos en el Paso I, pregunta 2, le recomendamos monitorear aspectos básicos de la estructura del bosque y de la composición en general. Este enfoque reducido enfatiza el área basal, las abundancias y distribuciones diamétricas de árboles y otros aspectos de la estructura vertical y horizontal del rodal, y la composición en términos de grupos de especies arbóreas leñosas relativamente fáciles de definir (protocolos 1.1.1, 1.1.2, 1.1.3, 1.1.4 y 1.3.1). Además de que tales indicadores resultan útiles en la evaluación de la calidad de hábitat, son relativamente fáciles de medir. Usted podría ser capaz de obtener algunos de estos datos - o todos - de inventarios o de estudios en parcelas permanentes de medición, actividades que se llevan comúnmente a cabo en bosques manejados. Ir a 2.

- 2.** ¿Las palmas constituyen un componente ecológicamente significativo de la estructura y composición del bosque?, y si fuera así, ¿podrían las actividades de manejo provocar un cambio de al menos un 20% en la abundancia de palmas en el área?.

No – No es necesario el monitoreo de palmas. Recomendamos se prepare una justificación escrita de esta conclusión. Ir a 3.

Sí – Recomendamos que el programa de monitoreo incluya el monitoreo de palmas tal y como se describe en el protocolo 1.2.2. Ir a 3.

- 3.** ¿Existen otras especies de plantas presentes en el área manejada que se sepa jueguen un papel clave en la sobrevivencia de animales amenazados o en peligro de extinción, o que tengan valores ecológicos, económicos o socioculturales claves dentro del área?.

No – No es necesario un monitoreo adicional de especies de plantas. Ir a 4.

Sí – Recomendamos que el programa de monitoreo incluya el monitoreo de estas especies particulares, tal y como se describe en el protocolo 1.2.1. Este protocolo deberá ser adaptado, en la medida que sea necesario, para tomar en cuenta las características de las especies particulares de plantas. Ir a 4.

- 4.** La madera muerta del piso del bosque puede jugar un papel ecológico clave en el área, y si sus actividades de manejo, incluyendo la cosecha de árboles muertos, tiende a remover una gran proporción de ésta, usted debería considerar aplicar medidas de mitigación y desarrollar protocolos específicos para monitorear la madera muerta. Tales protocolos no están incluidos en la presente versión de la Guía, debido a que consideramos que pocas operaciones de manejo en los trópicos provocan serios impactos a la madera muerta y su papel ecológico. Ir a la Parte B.

Parte B. Respuesta de especies. Junto con la diversidad de especies presente en los bosques tropicales surge una diversidad de especies potenciales que puede ser monitoreada. Aquí, ofrecemos

La madera muerta del piso del bosque puede jugar un papel ecológico clave en el área

algunas sugerencias para ayudar a los manejadores y certificadores a determinar cuáles especies o grupos de especies, si existen, pueden ser apropiados para monitorear como parte de un programa de monitoreo comprensivo. Debido a la naturaleza subjetiva de las decisiones, los lineamientos que nosotros proporcionamos se encuentran en una forma un tanto narrativa, más que en la forma de un árbol de decisiones como el que presentamos en la Parte A.

¿Cuándo monitorear especies?

Para muchas situaciones recomendamos monitorear la respuesta de especies solo cuando cada uno de los siguientes cinco criterios es alcanzado. Hay dos excepciones a esta recomendación, relacionadas con la intensidad del manejo y el valor de conservación del bosque, las cuales serán presentadas después de los cinco criterios:

Criterios técnicos y científicos

1. Los impactos sobre las especies individuales o taxa que son de importancia ecológica o de conservación pueden ser altos bajo el manejo forestal que está siendo implementado.
2. La respuesta de especies no tiende a estar altamente correlacionada con aspectos de la composición y estructura del bosque a ser monitoreado (Parte A de este Árbol de Decisiones).
3. Ya sea que a) hay una clara aplicación de los datos colectados que podrían permitir modificaciones al plan de manejo o a las actividades de manejo, o b) la información podría ser útil para demostrar los impactos del manejo a grupos interesados claves.

Criterios relacionados a los recursos humanos y financieros

4. Un programa de monitoreo científicamente riguroso es factible dada la disponibilidad de recursos y experiencia profesional.
5. Las actividades de monitoreo son económicamente posibles dado el tamaño de la operación de manejo forestal.

Las actividades de monitoreo dirigidas a especies individuales de interés deberían ser consideradas en al menos dos situaciones. Primero, cuando las especies que son regionalmente endémicas o identificadas como amenazadas o en peligro de extinción por CITES, IUCN, o el gobierno central o local se encuentran en la unidad de manejo forestal y cuando estas especies pueden ser impactadas en forma adversa por las actividades de manejo (la presencia de tales especies puede hacer que el bosque sea designado como de Alto Valor para la Conservación, una situación que se discutirá más adelante). Segundo, cuando las especies de árbol cosechadas tienen poblaciones cuyas características – abundancia y distribución diamétrica – sugieren que ellas pueden ser susceptibles a declinar, o a desaparecer a nivel local, debido a la cosecha.

Note que el criterio relacionado con los recursos financieros y humanos no pretende servir como “portillo” a través del cual los manejadores pueden escapar del monitoreo de especies. En esta Guía enfatizamos que la inversión en el monitoreo puede ser justificada por muchos factores, entre los que se encuentran los recursos disponibles. Sin embargo, si un manejador utiliza el argumento de falta de recursos para justificar el no monitorear especies cuando existe una clara necesidad de hacerlo, esta justificación debe ser muy claramente explicada y podría ser evaluada por los certificadores.

La intensidad del manejo determina el monitoreo de especies si esta alcanza altos niveles. Algunos manejadores pueden planear aplicar tratamientos silviculturales post-cosecha y establecer umbrales de cambio alto para cambios en las características estructurales, área basal y densidad del rodal (ver Sección 4 y Sección 6). Este enfoque silvicultural podría probablemente implementarse para buscar una relativa alta producción sostenible de madera, pero podría producir cambios muy marcados en las condiciones de hábitat para muchas especies. Nosotros, por lo tanto, consideramos que en tales casos deberían monitorearse las respuestas de especies seleccionadas, ya sea que se reúnan o no todos los cinco

Los impactos sobre las especies individuales o taxa que son de importancia ecológica o de conservación pueden ser altos con base en el manejo forestal que está siendo implementado

criterios discutidos anteriormente. En efecto, decimos aquí que si un manejador desea modificar drásticamente un bosque a través de la silvicultura, él o ella tendría que demostrar claramente que la silvicultura no está teniendo un impacto excesivo en la integridad ecológica del bosque. Además, es altamente probable que tal enfoque silvicultural provoque que algunos valores de activadores de algunos indicadores estructurales y composicionales sean excedidos – las cantidades de árboles y lianas grandes, por ejemplo (Sección 6). Esto debería ser justificado en el plan de manejo, quizás, por ejemplo, sobre la base de que estas características del bosque son conservadas en áreas protegidas dentro de la UMF.

Finalmente, concentraciones de especies endémicas, amenazadas o en peligro de extinción pueden ser halladas en la UMF (AVC1) haciendo que el bosque sea designado como un BAVC, con lo que se incrementa la necesidad de considerar el monitoreo de especies ya sea que los cinco criterios mostrados anteriormente puedan inicialmente ser reunidos o no (si ellos no pueden ser reunidos, el manejador puede enfrentarse con la necesidad de asegurar que esta situación cambie). Varios puntos pueden ser tomados en cuenta cuando se analiza la necesidad de monitorear especies bajo AVC1, algunos de los cuales ya han sido mencionados. Consideraciones alrededor de estos puntos pueden conducir a la conclusión de que el enfoque básico de monitoreo de la estructura y composición de hábitat –el filtro grueso- combinado con el alto nivel de precaución requerido para un BAVC, es necesario. En forma alternativa, lo anterior podría conducir a la conclusión de que las especies tienen que ser monitoreadas.

Sugerimos que la respuesta de especies animales debería ser monitoreada como un indicador de respuestas ecológicas mayores, más que solo por el interés directo en las especies

Primero, una especie importante por su endemismo o por cualquier otro criterio válido, puede ser abundante dentro de la UMF o puede tener otros atributos que hagan que sea poco afectada por las operaciones de manejo. Estudios de la literatura científica, y/o información preliminar (obtenida quizás durante el estado de determinación de la existencia o no de AVC) podrían ser necesarios para determinar si este es el caso.

Segundo, como esta Guía considera diferencias de paisajes (Sección 2) y especies de árboles valiosos de muy baja abundancia (esta Sección, Anexo D), un AVC puede ser difícil y costoso de monitorear directamente en una forma significativa, de modo que la protección de estas especies y el enfoque básico de composición y estructura de hábitat son las únicas opciones prácticas.

Tercero, es posible que de la misma forma, si las concentraciones de especies que la definición del AVC acepta están presentes dentro de una UMF, sus monitoreos podrían representar una tarea enorme para el manejador, lo que impactaría de forma adversa la sostenibilidad social y financiera de la operación.

El monitoreo de especies animales individuales

Frecuentemente se asume que las especies de animales representan indicadores de probable respuesta de algunas comunidades ecológicas. Aunque esto es una suposición lógica y atractiva, hay a menudo poca evidencia científica –o ninguna– para demostrar estas conexiones (para una discusión más completa de este tema con citas de artículos técnicos apoyando este punto, ver Anexo C). Como resultado, sugerimos que la respuesta de especies animales debería ser monitoreada como un indicador de respuestas ecológicas mayores, más que solo por el interés directo en las especies.

El monitoreo de grupos de especies animales

El monitoreo de grupos taxonómicos amplios (tales como aves o mariposas) puede ser valioso en algunas situaciones. Aunque las respuestas de diferentes grupos taxonómicos a las actividades de manejo pueden diferir (por ejemplo, disminuciones en la diversidad de mariposas pueden no decir nada acerca de la respuesta de aves), la demostración de impactos (o falta de ellos) sobre grupos particulares puede ayudar a entender mejor las influencias del manejo. Hemos propuesto protocolos para el monitoreo de dos diferentes grupos de vertebrados (mamíferos, protocolo 2.1.1 y poblaciones de aves en general, protocolo 2.3.1) y dos diferentes grupos de invertebrados (mariposas, protocolo 2.3.2, y escarabajos estercoleros, protocolo 2.3.3).

La selección de un grupo o conjunto de grupos para el monitoreo debería basarse en los cinco criterios descritos anteriormente, junto con una evaluación más subjetiva de cuales especies son de

mayor importancia o interés en el área. Debido a su carácter conspicuo, atractivo, estético y (en algunos casos) sensibilidad al manejo, los vertebrados son a menudo de un interés inherente y son elegidos para el monitoreo. Sin embargo, el tiempo de respuesta de los vertebrados es, por lo general largo, además de que los vertebrados a menudo responden también a una variedad de factores físicos y ecológicos que pueden no reflejar las prácticas de manejo.

El monitoreo de vertebrados puede ser una buena elección cuando se tiene interés en respuestas a largo plazo o en influencias a escalas espaciales moderadas o grandes. También cuando hay una inquietud específica o un gran interés de parte de ciertos grupos de personas por los vertebrados. El tiempo de respuesta de los invertebrados es frecuentemente más corto que el de los vertebrados, y muchas especies de invertebrados responden a cambios a escalas espaciales mucho más pequeñas que los vertebrados. Además, en los bosques tropicales los invertebrados cumplen papeles importantes en las redes tróficas y en las cadenas alimenticias y cumplen papeles ecológicos claves, tales como la polinización y la descomposición.

Sin embargo, a pesar de su importancia ecológica, los invertebrados no despiertan mucho entusiasmo por parte de grupos interesados. El monitoreo de invertebrados puede ser una buena elección cuando se está interesado en respuestas a corto plazo o en influencias a escalas espaciales pequeñas, o cuando hay funciones ecológicas particulares que se desean mantener.

Más adelante, ofrecemos algunas consideraciones muy generales acerca de cada uno de los grupos de especies para ayudarlo en la selección de cuáles grupos monitorear (asumiendo que ha decidido monitorear alguno de ellos). Enfatizamos que estas consideraciones son muy generales, y que cualquier decisión debería tomarse de acuerdo a los cinco criterios que anteriormente brindamos.

Mamíferos

Ventajas: Los mamíferos a menudo son de gran interés para científicos o para personas relacionadas con el manejo y conservación de recursos forestales, tienen importantes papeles ecológicos, y están influenciados por las condiciones del bosque. Existen métodos de monitoreo indirecto relativamente simples de implementar, relativamente baratos, y que requieren solo experiencia y entrenamiento básico.

Desventajas: Debido a que el monitoreo de muchas especies es difícil o costoso, los métodos indirectos, como el conteo de huellas, son generalmente necesarios. A pesar de que los métodos indirectos han sido usados exitosamente en muchas ocasiones, hay pocos datos empíricos que demuestran la relación entre la abundancia de poblaciones y el índice calculado. Además, los conteos de huellas están a veces sujetos a altos niveles de variabilidad temporal, de ahí que tienen baja sensibilidad de medición (para una discusión de medidas de sensibilidad ver la Sección 4). Mientras existen relaciones claras entre la calidad del hábitat y la abundancia de especies de mamíferos, muchas de estas especies están fuertemente influenciadas por la presión de cacería. Estos efectos de la cacería pueden ser difíciles de separar de los efectos de las operaciones de manejo y la cacería puede no estar dentro del control del manejador del bosque.

Poblaciones de aves

Ventajas: Al igual que los mamíferos, las aves a menudo son de gran interés para científicos o personas relacionadas con el manejo y conservación de recursos forestales, tienen importantes papeles ecológicos, y están influenciadas por la condición del bosque. Ha sido demostrado que algunas especies de aves son afectadas por patrones de escala espacial amplias, como la fragmentación del bosque, mientras otras responden a aspectos de disponibilidad de hábitats a escalas espaciales muy pequeñas, como las cavidades en los árboles; como consecuencia, cuando se monitorean aves, pueden observarse impactos en una variedad de escalas espaciales. Las aves tienen la ventaja adicional de que para su estudio se encuentran disponibles una mayor cantidad de técnicas de monitoreo directo, y que estimados cuantitativos y rigurosos de la abundancia de aves son más fácilmente obtenidos.

Desventajas: El monitoreo de poblaciones de aves requiere de un alto nivel de experiencia en la identificación de especies vistas y escuchadas. Esto hace que para estudios con aves sea generalmente necesario contar con personas especialmente entrenadas.

Invertebrados

Ventajas: Los invertebrados responden rápidamente a la perturbación y su monitoreo ofrece, por tanto, evaluaciones rápidas de los impactos a corto plazo del manejo del bosque, así como del comienzo de la recuperación del bosque. Cada uno de los grupos específicos de invertebrados recomendados para el monitoreo, esta Guía tienen respuestas relativamente bien definidas a los impactos humanos sobre los bosques tropicales que involucran cambios en el microclima y en la disponibilidad de recursos. Personal de campo motivado puede aprender a identificar cada grupo con relativo poco esfuerzo: muchas mariposas pueden ser identificadas por avistamiento a nivel de especie, los escarabajos estercoleros capturados pueden ser identificados a morfoespecies y eventualmente a especies después de una verificación de la identidad por un especialista.

Desventajas: Las mariposas son el único grupo atractivo para grupos interesados. Los datos de abundancia y composición de especies de comunidades de mariposas y escarabajos estercoleros están sujetos a una gran variabilidad temporal relacionada con factores como el tiempo atmosférico, lo que puede significar en la práctica, que tengan una baja sensibilidad de medición. El grado de respuesta a corto plazo de los invertebrados puede hacer que estos no ofrezcan información al manejador del bosque durante los períodos del ciclo de corta en donde no hay perturbación por el manejo.

Los invertebrados responden rápidamente a la perturbación y su monitoreo ofrece, por tanto, evaluaciones rápidas de los impactos a corto plazo del manejo del bosque

El monitoreo de especies de plantas

Los impactos del manejo en las poblaciones de especies de plantas pueden ser directos –debido a la cosecha de individuos o su destrucción durante la cosecha o el tratamiento silvicultural– o indirectos, debido a la respuesta de los procesos ecológicos en las poblaciones y a los cambios ocasionados en el ambiente forestal por las operaciones de manejo. Las especies de árbol cosechadas pueden ser impactadas en forma directa o indirecta y consideramos que el monitoreo de sus poblaciones debería llevarse a cabo si existen razones para creer que éstas son vulnerables al declive local o a la extinción en el bosque manejado (ver más adelante).

Muchas especies de plantas o grupos de especies son probablemente sensibles a impactos indirectos del aprovechamiento –hierbas del sotobosque adaptadas a condiciones húmedas y sombreadas, por ejemplo–. Sugerimos monitorear lianas, sin embargo, por razones de practicidad y relevancia (ellas son sujetas también a impactos directos del manejo sobre sus poblaciones). El árbol de decisiones sugiere el monitoreo de lianas como un elemento de la estructura del bosque que es importante para los vertebrados. Los manejadores también podrían querer monitorear lianas en el tanto en que ellas son importantes desde el punto de vista de conservación (protocolo 2.2.2).

Especies de árboles vulnerables a declives poblacionales por la cosecha

Ventajas: Estas especies pueden ser identificadas a partir de sus abundancias y distribuciones diamétricas (nosotros ofrecemos algunos lineamientos en el Anexo D). Algunas de estas especies, como la caoba, son muy importantes y el monitoreo de sus poblaciones puede ser considerado relevante por muchos grupos interesados. Ellas a menudo son especies de un alto valor, y tienden por lo tanto a ser bien conocidas por el personal de campo; además, hay información publicada sobre su ecología y silvicultura. Técnicas relativamente simples para la determinación del reclutamiento, crecimiento y mortalidad pueden ser usadas en la ejecución del planeamiento, análisis e interpretación del monitoreo.

Desventajas: Por su naturaleza – baja abundancia, por ejemplo – estas especies son difíciles y costosas de monitorear en forma significativa. Si el monitoreo se torna imposible debido a consideraciones de costo, los manejadores deberían demostrar un enfoque precautorio hacia la cosecha de estas especies.

Lianas.

Ventajas: Las lianas de grandes diámetros que alcanzan el dosel del bosque cuando son adultas son un importante elemento de la estructura del bosque y de la diversidad de plantas en muchos bosques tropicales, así como en la provisión de muchos productos forestales no maderables. Las vías de impacto claramente definidas muestran que las lianas son vulnerables al declive de poblaciones debido a los impactos directos e indirectos del manejo del bosque. Debido a su importancia, muchas especies de

lianas podrían ser conocidas y algunas de ellas podrían ser evaluadas por el personal que maneja el bosque, y en principio, ellas son fáciles de evaluar en forma directa como parte de los métodos de muestreo estándares usados durante el manejo del bosque.

Desventajas: Las lianas son particularmente poco atractivas para grupos conservacionistas, y el prejuicio contra ellas por parte de los forestales y manejadores del bosque es difícil de superar. Las lianas pueden ser difíciles de identificar si carecen de características bien definidas del tallo y si tienen poco follaje visible. La corta de algunas lianas es absolutamente necesaria para la seguridad del personal y para reducir los impactos provocados por el aprovechamiento y evitar en demasía la modificación de la estructura del dosel producida por los tratamientos silviculturales. Las anteriores operaciones de manejo pueden ser simplemente incompatibles con la conservación de lianas. Esto podría hacer que la forma más efectiva para conservar poblaciones de lianas en la UMF sea a través de la protección, aunque tal conclusión tendría mayor credibilidad si partiera del monitoreo. ■



Usando los resultados del monitoreo

Establecimiento de activadores y umbrales para programas de monitoreo en el trópico húmedo



¿Qué encontrará en esta sección?

En esta sección ofrecemos información básica sobre cómo pueden utilizarse los datos del monitoreo para mejorar el manejo de los bosques certificados. Se incluye además un marco conceptual sobre activadores y umbrales que se espera sirva para ayudarle a tomar decisiones sobre cuándo adoptar acciones, esto sobre la base de los resultados del monitoreo. También se ofrece un marco lógico para guiarle en el establecimiento de valores de activadores para el programa de monitoreo.

4.1 ¿CÓMO PUEDEN USARSE LOS DATOS DEL MONITOREO EN BOSQUES CERTIFICADOS?

A lo largo de esta guía, hemos hecho énfasis en que los datos de monitoreo son de poco uso práctico si no hay una conexión directa entre los datos colectados y una acción de manejo. Con frecuencia se solicita a los manejadores de bosques coleccionar información de monitoreo, sin una dirección claramente definida sobre cómo utilizar esa información. Para la certificación forestal, vemos tres usos potenciales para los datos de monitoreo.

1- Modificación de las operaciones en curso. En algunos casos, las actividades de monitoreo pre-aprovechamiento pueden revelar la presencia de estructuras ecológicamente importantes o características, tales como árboles para la anidación de especies claves, que no se conocían antes del monitoreo. En estas situaciones, los datos pueden ser usados para ‘afinar’ las operaciones en curso; por ejemplo, alterando la ubicación de pistas de arrastre para evitar daños o disturbios a los árboles de anidación.

2- Demostración del nivel de impacto. La información del monitoreo también puede ser valiosa para demostrar la magnitud del impacto (o la falta de este) que las actividades de manejo tienen sobre atributos ecológicos importantes. La demostración del nivel de impacto puede ser particularmente importante en aquellos casos en que se están extrayendo recursos de áreas ecológicamente importantes, como los Bosques de Alto Valor para la Conservación, donde se están implementando nuevos enfoques de manejo, o donde las actividades de manejo son social o políticamente sensibles.

3- Revisión del plan de manejo. Los datos del monitoreo pueden usarse para ayudar a refinar y revisar el plan de manejo forestal. Estos datos pueden ayudar a los manejadores a evaluar las influencias de las actividades de manejo sobre aspectos ecológicamente importantes de la estructura y composición del bosque y la respuesta de las especies. Esto permitirá determinar si las prácticas que se están ejecutando provocan impactos ecológicamente inaceptables. Si es probable que tales impactos ocurran, es necesario modificar el plan de manejo para evitarlos en el futuro.

Como lo expresáramos en la Sección 1 (subsección 1.1.1), consideramos que el uso de los datos del monitoreo para la revisión del plan de manejo es generalmente más importante en bosques certificados: el monitoreo para alcanzar el manejo adaptativo; por eso, enfocamos el monitoreo hacia este aspecto.

4.2 ACTIVADORES Y UMBRALES

Para que los datos del monitoreo sean útiles en la revisión del plan de manejo, es necesario primero identificar qué cambios en la abundancia de las especies o en la estructura del bosque podrían inducir a realizar cambios en el plan o en las actividades de manejo. Para emplear la terminología comúnmente utilizada en la literatura sobre monitoreo, es necesario establecer una serie de ‘activadores y umbrales’. Un umbral es el valor de una variable de monitoreo que indica que un cierto cambio ha ocurrido, o es probable que ocurra según los datos disponibles. Un activador es el valor del umbral que indica que es necesario introducir modificaciones en el manejo como respuesta al cambio provocado por la intervención.

En un mundo ideal, uno podría establecer los umbrales y activadores con base en criterios científicos objetivos. Un criterio a menudo mencionado es que los valores de los indicadores deben mantenerse dentro del rango de variabilidad natural histórica en el área. Usando este criterio, la cantidad máxima de variación histórica serviría como activador. Los activadores también pueden basarse en estudios experimentales que muestran en qué medida se puede cambiar un indicador mediante el manejo sin exceder la capacidad de recuperación del bosque. Por ejemplo, un activador puede basarse en información sobre cuánto podría reducirse el área basal debido a la aplicación de un tratamiento silvicultural, sin que el rodal se vea afectado en tal medida que no pueda recuperarse.

Aunque es llamativo basar los activadores y umbrales en criterios científicos objetivos, con mucha frecuencia tales criterios no están disponibles para la mayoría de las características del bosque tropical (la silvicultura y el área basal son posiblemente las excepciones de esta regla, como veremos). Por otra

Un umbral es el valor de una variable de monitoreo que indica que un cierto cambio ha ocurrido. Un activador es el valor del umbral que indica que ha ocurrido un cambio inaceptable

muchos de ellos pueden potencialmente ser medidos dentro de las mismas parcelas, si bien los indicadores pueden diferir entre ellos con respecto a la sensibilidad de medición. Por estas razones, la primera parte de esta sección examina algunos de los factores que necesitan ser tomados en cuenta para el desarrollo de procedimientos de campo para el monitoreo de la estructura y composición del rodal. El material presentado en esta primera parte es también relevante para el monitoreo de especies de árboles y lianas, en caso de que el programa de monitoreo incluya indicadores de “filtro fino” de respuesta de especies.

Consideremos primero los enfoques básicos del muestreo. Hay dos opciones básicas: parcelas permanentes (PPM), establecidas y medidas con base en criterios ya ampliamente aceptados y detallados en publicaciones como las de Alder y Synnott (1992) y Camacho (2000), y parcelas temporales (PT), que para propósitos de reducir los costos de la evaluación de los indicadores propuestos, podrían probablemente ser las mismas que las que se utilizan para los inventarios comerciales forestales, o adaptaciones de ellas. Así, los tamaños y las formas de las parcelas temporales dependerán en gran medida de lo que definan las leyes forestales de cada país.

El Cuadro 5.1 identifica las opciones para el muestreo de los indicadores de la estructura y composición de rodales y de la respuesta de especies vegetales. Varios indicadores pueden ser muestreados en cualquiera de los tipos de parcela, pero algunos solo pueden evaluarse en uno de los dos. Hay indicadores que pueden ser muestreados en ambos tipos de parcela, pero pueden requerir de un muestreo especial. Expliquemos las razones por las cuales se presenta esta situación, y luego, discutamos los indicadores que pueden ser muestrados en ambos tipos de parcela, las ventajas y desventajas de cada uno.

Primero, los indicadores que no son recomendados para la medición en PPM –la apertura del dosel en el sotobosque y la estructura vertical del bosque (indicadores 1.1.3 y 1.1.4)– se recomiendan para la medición solamente en parcelas temporales porque se trata de evaluaciones de condiciones que pueden variar mucho de un lugar a otro en espacios muy cortos, y que por tanto deben de ser medidos en puntos específicos o en parcelas muy pequeñas. Por supuesto que pueden muestrearse puntos específicos o parcelas pequeñas dentro de una parcela permanente; sin embargo, el área total muestreada dentro de una PPM sería relativamente pequeña – probablemente no más de una hectárea, de ahí que la muestra no sería representativa del área manejada. El tomar muchas mediciones en un área relativamente pequeña, además, trae el riesgo de que las muestras no sean independientes. En términos generales, entonces, para la medición de estos indicadores en parcelas temporales, se recomienda una distancia entre puntos o parcelas de medición de al menos 50 m.

Siguen los indicadores que *podrían tal vez* ser medidos en PPM, pero que no son recomendados para el muestreo en PT: el 1.2.1 (abundancia de especies de árboles y lianas que juegan un papel clave en la sobrevivencia de especies animales), el 2.2.1. (tamaños de poblaciones y estructuras poblacionales de especies de árboles cosechados susceptibles al declive poblacional), y el 2.2.2. (la abundancia de especies de lianas grandes). Los *podrían tal vez* se debe a que estas especies pueden ser de muy baja abundancia, sobre todo en el caso del indicador 2.2.1 donde la abundancia baja es uno de los factores principales que hace que una especie sea susceptible al declive de sus poblaciones. Así, si se muestrea en parcelas permanentes, probablemente se registrarán pocos individuos lo que impedirá poder llegar a conclusiones concretas sobre tendencias en las abundancias y las estructuras poblacionales de estas especies. El muestreo en parcelas temporales generará errores muy grandes para las estimaciones de abundancias y estructuras poblacionales a menos que la intensidad sea muy alta. Las consecuencias en cuanto a conclusiones concretas son las mismas. Es por estas razones que nuestros protocolos esbozan metodologías especiales para el muestreo de estos indicadores, empleando áreas grandes.

Los otros indicadores pueden medirse en cualquiera de los dos tipos de parcelas, aunque note que en algunas situaciones, la composición y abundancia de palmas (indicador 1.2.2) y la abundancia y estructura poblacional de especies de árboles dependientes de bosque (indicador 1.3.1) pueden requerir un muestreo especial del tipo que ya hemos descrito. Las consideraciones para la selección de una estrategia de muestreo para estos indicadores serán logísticas y financieras, además de estadísticas. A continuación señalamos algunos de los factores que deben de tomarse en cuenta para diseñar un muestreo de estos indicadores.

Los tamaños y las formas de las parcelas temporales dependerán en gran medida de lo que definan las leyes forestales de cada país

Las ventajas obvias de las parcelas permanentes para el monitoreo de muchas de las características de los bosques tropicales radica precisamente en su carácter de permanencia. Ellas requieren de mantenimiento, pero el trabajo fuerte de establecimiento se hace solo una vez. Las ventajas científicas de la remediación de los árboles marcados individualmente dentro de las PPM son bien conocidas. Una posible desventaja se encuentra en los mismos costos de establecimiento, que pueden limitar el número de parcelas y por ende, la sensibilidad de medición para las evaluaciones de las diferencias entre las áreas manejadas y de referencia (ver la discusión de la sensibilidad de medición en la Sección 4). El tamaño relativamente grande de las PPM típicas puede ser compensado, al menos parcialmente, por números pequeños de parcelas en relación a la sensibilidad de medición. Por otra parte, Hall et al. (1998) señalan que para indicadores como la densidad del rodal, se pueden utilizar PPM de menor tamaño que las típicas (0.6 ha en lugar de 1.0 ha, por ejemplo) sin una pérdida significativa en la sensibilidad de medición.

El uso de parcelas temporales de inventarios para el monitoreo tiene en principio la ventaja de la reducción de los costos del monitoreo. Definitivamente, algunos indicadores pueden ser evaluados durante la ejecución de los inventarios y las evaluaciones silviculturales, actividades que constituyen un elemento básico del manejo forestal. Sin embargo, la repetición de las mediciones para el monitoreo con frecuencias mayores que las que se acostumbran para los inventarios y las evaluaciones silviculturales pueden requerir reaperturas en los caminos de acceso y en las líneas dentro del bosque, lo que puede aumentar los costos de reestablecimiento. Los caminos, líneas y otros puntos como los vértices de las parcelas pueden ser marcados de manera más permanente, lo que traería un aumento correspondiente en los costos.

Las ventajas de las parcelas permanentes para el monitoreo de muchas de las características de los bosques tropicales radica en su carácter de permanencia

Finalmente, con respecto al diseño de muestreo, las características de cada indicador deben ser tomadas en cuenta. Ghazoul y Hellier (1999) revisaron una gran cantidad de información con el propósito de que esta contribuyera al desarrollo de los fundamentos científicos para la definición y el muestreo de indicadores parecidos a los presentados en esta Guía. Entre los factores que evaluaron figuró el error de muestreo de los indicadores; el error de muestreo, desde luego, se relaciona con la variación natural de los indicadores y es importante para la sensibilidad de medición (Sección 4).

Las consideraciones básicas respecto a los errores de muestreo son ampliamente conocidas en el caso del muestreo de la vegetación en bosques tropicales. El error de muestreo disminuye conforme aumenta el número de muestras, y disminuye también conforme aumenta el tamaño de las parcelas. Cuando el error de muestreo disminuye, la sensibilidad de medición se incrementa. Las reducciones más marcadas en el error de muestreo se consiguen con los primeros incrementos del número o tamaño de parcelas, partiendo de valores bajos. Ya cuando el número o el tamaño de las parcelas son relativamente grandes, los beneficios de la reducción del error con relación a los costos del incremento en el número, o el tamaño de las parcelas, se vuelven muy bajos.

Ghazoul y Hellier (1999) muestran que diferentes indicadores presentan diferentes magnitudes del error para un número determinado de muestras. Por lo general, la densidad total del rodal ≥ 10 cm dap presenta errores menores que el área basal. Lo anterior se debe a que el área basal es fuertemente influenciado por la presencia de árboles grandes, que son de ocurrencia muy esporádica. La presencia de un árbol grande en una parcela pequeña aumenta la densidad en una unidad, pero el aumento del área basal es desproporcionado. En cuanto a las distribuciones diamétricas, el error de muestreo aumenta con el dap y puede ser grande para árboles grandes, dificultando la estimación exacta de su abundancia y volumen comercial, entre otras cosas. Finalmente, el error de muestreo para la apertura del dosel por lo general es bajo. Algunos de estos puntos serán desarrollados más adelante en relación con los indicadores 1.1.1 y 1.1.2.

Queda claro, con base en lo anterior, que si se miden diferentes indicadores estructurales y composicionales en las mismas parcelas, la sensibilidad de medición tenderá a variar entre indicadores. Este es otro factor que deberá tomar en cuenta en su diseño de muestreo.

Dimensión	Tema	Indicador	Muestreo en PPM*	Muestreo en PT*
El filtro grueso: estructura y composición de rodales	1.1. Estructura horizontal y vertical	1.1.1. El área basal del rodal	Sí	Sí
		1.1.2. La abundancia de árboles, total y su distribución por clases de tamaños.	Sí	Sí
		1.1.3. La apertura del dosel en el sotobosque.	No	Sí
		1.1.4. La estructura vertical del bosque.	No	Sí
	1.2. Otros elementos claves de estructura y composición del bosque	1.2.1. Las poblaciones de especies de lianas y árboles que juegan un papel clave en la sobrevivencia de especies animales amenazadas o en peligro de extinción.	Tal vez	No
		1.2.2. La composición y abundancia de palmas.	Tal vez	Tal vez
	1.3. La composición de especies de árboles	1.3.1. Abundancias y estructuras poblacionales de especies arbóreas dependientes de bosque.	Tal vez	No
Respuesta de especies	2.2. Especies directamente impactadas por las operaciones de manejo	2.2.1. Tamaños de poblaciones y estructuras poblacionales de especies de árboles cosechados susceptibles al declive poblacional.	Tal vez	No
		2.2.2. La abundancia de especies de lianas grandes.	Tal vez	No

* PPM = parcela permanente de medición, PT = parcela temporal

Cuadro 5.1

Los indicadores de estructura y composición de rodales, y de respuestas de especies, y las opciones básicas para su muestreo

Finalmente, todas estas consideraciones respecto al error de muestreo son relevantes por el hecho importante de que su diseño de muestreo determina si las conclusiones correctas acerca de los impactos del manejo son obtenidas de su programa de monitoreo. Este punto es desarrollado en la Sección 6.

5.1.3. Explicación de los protocolos

A continuación introducimos el contenido de los protocolos para el monitoreo de los indicadores propuestos por esta Guía.

Primeramente, en los protocolos se muestra una breve explicación de la importancia que tienen los distintos indicadores a medir dentro del marco de la sostenibilidad ecológica y productiva del bosque, ofreciéndose también lineamientos generales para la interpretación de los resultados obtenidos con el monitoreo. Al final de cada texto se brinda una serie de mensajes claves que contienen los principales aspectos considerados.

Cada protocolo de los indicadores de la estructura del rodal comienza con un cuadro resumen donde se encuentra la siguiente información:

Tiempo de recuperación: basado en la propuesta de Ghazoul y Hellier (2000) sobre el tiempo requerido por los valores de los indicadores para recuperarse después de la perturbación (ver Sección 6, subsección 6.4.).

Tipo de parcela: que consiste en las opciones que se tienen para la evaluación del indicador ya sea en parcelas permanentes de medición o parcelas temporales (ver subsección 5.1.2 de esta Sección).

¿Muestreo especial?: aquí se establece si la evaluación del indicador podría requerir o no un muestreo especial. Esto sucede básicamente para el caso del monitoreo de especies de muy baja abundancia, donde se debe muestrear la especie en grandes áreas de bosque (ver subsección 5.1.2).

parte, los valores de activadores apropiados pueden variar de un lugar a otro, dependiendo de los objetivos de manejo y conservación, o los deseos de los grupos interesados. Como resultado, generalmente es necesario y deseable establecer activadores y umbrales basados, en parte al menos, en factores subjetivos.

Los principios del FSC no ofrecen lineamientos específicos para ayudar a establecer activadores y umbrales, pero los *Principios 6* y *9* ofrecen una perspectiva general que puede servir como guía para su establecimiento.

El *Principio 6* establece que las operaciones forestales deben conservar la biodiversidad en diversas escalas organizacionales (genes, especies y ecosistemas), y que se deben mantener muestras representativas de los ecosistemas existentes y de especies raras, amenazadas o en peligro de extinción y sus hábitats. Aunque la biodiversidad es casi imposible de cuantificar (Sección 1), el *Principio 6* indica que, como mínimo, el manejo del bosque no debe provocar la extinción de especies o la pérdida de ecosistemas a nivel local. En consecuencia, este principio sugiere que el conjunto de activadores podría basarse en los niveles que demuestren que de seguirse con las prácticas actuales de manejo, se provocaría la extinción local de especies o de ciertos tipos de ecosistemas.

Además, el *Principio 9* establece que ‘el plan de manejo debe incluir e implementar medidas específicas que aseguren el mantenimiento y/o mejora de los atributos de conservación, consistentes con el enfoque precautorio’. Esto quiere decir que en Bosques de Alto Valor para la Conservación deben establecerse activadores adicionales para evitar la pérdida o degradación significativa de los atributos de tales bosques.

4.3 LOS VALORES PARA LOS ACTIVADORES

Para cualquier atributo del bosque monitoreado, los valores potenciales de los umbrales se dan en un *continuum*. En esta Sección, describiremos tres puntos de ese *continuum*, los cuales representan valores potenciales de activadores: umbrales de cambio bajo, moderado y alto (Figura 4.1). Hemos escogido estos valores con base en nuestro conocimiento de la dinámica del bosque, pero usted podría modificarlos según la información disponible. Alentamos a hacer este tipo de modificaciones con base en las condiciones específicas del sitio o en la información adicional que se tenga, de manera que esta Guía le sea lo más útil posible.

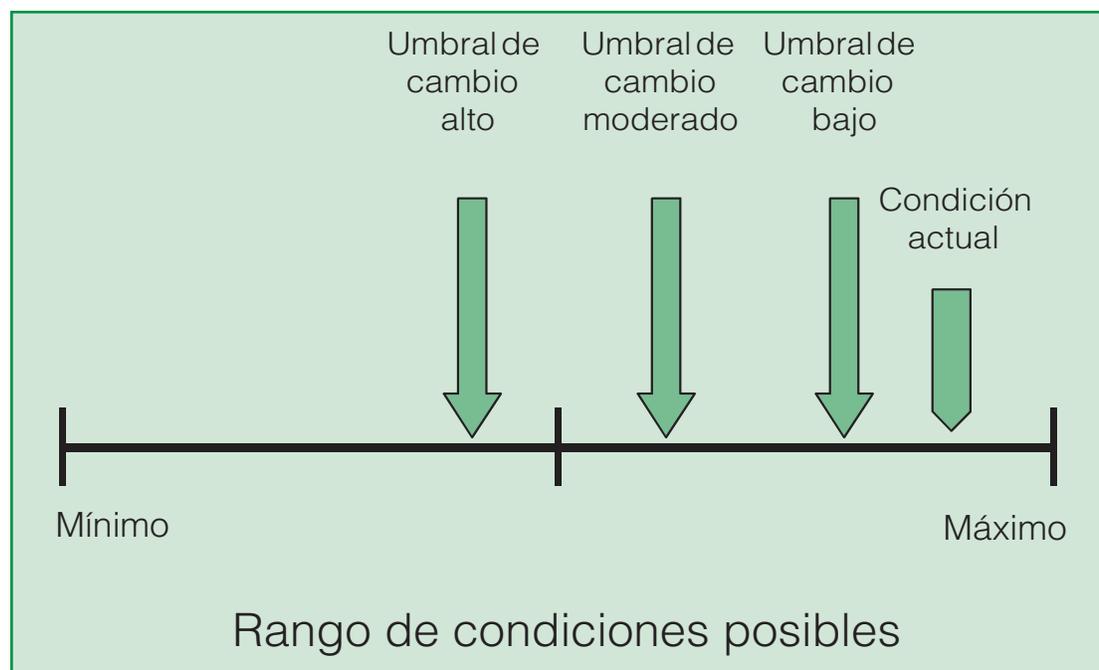


Figura 4.1

Los umbrales se dan a lo largo de un continuum de condiciones posibles. En este ejemplo hipotético, se muestran tres umbrales posibles con relación a las condiciones actuales.

Como se mencionó antes, la escogencia de un valor de umbral en particular para ser usado como activador depende de una variedad de factores. Sugerimos cinco factores interrelacionados que se deben considerar al establecer los valores de los activadores: objetivos de conservación, la necesidad de precaución, la sensibilidad para la conservación, la sensibilidad de medición y la variación natural.

1- Objetivos de conservación. Los objetivos de conservación de diferentes unidades de manejo forestal a menudo difieren; además, hay que tomar en cuenta otros objetivos del manejo y aspectos del buen manejo forestal a la hora de definir la estrategia de conservación que formará parte del plan de manejo (Sección 2). Es conveniente establecer los activadores con un umbral de cambio bajo en aquellos casos en que los objetivos de conservación tienen una alta prioridad.

2- Necesidad de precaución. Las consecuencias ecológicas de cualquier actividad de manejo nunca pueden predecirse con un 100% de certeza. Esta incertidumbre crea un nivel de riesgo: cualquier acción de manejo podría provocar consecuencias ecológicas imprevistas (Sección 2). Cuando las implicaciones ecológicas potenciales de un cambio en las características de un Bosque de Alto Valor para la Conservación son muy inciertas, es conveniente establecer activadores con umbrales de cambio relativamente bajos para esa característica en particular. Los umbrales de cambio alto son más adecuados para bosques que no son de alto valor para la conservación.

3- Sensibilidad para la conservación. La sensibilidad para la conservación es una valoración de las implicaciones ecológicas del cambio en una característica particular del bosque. Por ejemplo, si un cambio relativamente pequeño en la disponibilidad de un tipo particular de fruto necesario para alguna especie rara de ave podría provocar la extinción local de esa ave; entonces, tal variable sería de una alta sensibilidad para la conservación, y el activador debería colocarse en un umbral de cambio bajo. Si en otra área de bosque el mismo recurso – en este caso los frutos de los que se alimenta el ave- no tuviera un papel crítico, el activador podría estar en un umbral de cambio alto o moderado.

Vemos entonces que el mismo recurso o variable podría tener diferentes sensibilidades para la conservación en diferentes áreas y, por lo tanto, diferentes valores para los activadores. Por otra parte, cuando la respuesta de especies se monitorea directamente, sería conveniente poner los activadores con umbrales de cambio muy bajos para la abundancia de una especie amenazada o una especie clave (de alta sensibilidad para la conservación), y altos para las especies más comunes o que no tienen un papel clave (de baja sensibilidad para la conservación).

4- Sensibilidad de medición. Debido a que los recursos para el monitoreo son por lo general limitados, las muestras que se usan son a menudo de tamaño pequeño. Los tamaños de muestras pequeños pueden algunas veces resultar en un panorama poco exacto de las condiciones reales del bosque. Además, con frecuencia la variación natural en muchas de las características ecológicas es alta, y en consecuencia la varianza en los estimados es muy alta (poca precisión). Esto hace que los estimados no sean muy confiables. Las mediciones poco exactas e imprecisas tienen una baja sensibilidad. Cuando una medición no es altamente sensible, son mayores las posibilidades de tomar la “decisión equivocada” con base en los datos recogidos. Es evidente, entonces, que no es deseable establecer los activadores con umbrales de cambio bajos cuando la sensibilidad es baja.

5- Variación natural. Los ecosistemas naturales presentan una alta variación en algunas características y poca variación en otras. Las características del bosque varían con el tiempo y cambian con la sucesión, el desarrollo y los disturbios naturales. Por eso, las mediciones de los atributos del bosque en dos momentos o lugares diferentes probablemente van a diferir en alguna medida; el grado esperado de diferencia está en función de la variación natural en esa característica.

La variación causada por la actividad humana se agrega a la variación natural en un bosque manejado. La silvicultura y la cosecha de madera con frecuencia generan cambios súbitos en las características del bosque. El desafío del monitoreo es saber distinguir entre la variación causada por el manejo y la causada por la variación natural. Un buen diseño de muestreo (Sección 2) puede ayudar en esta tarea; en todo caso, recomendamos establecer los activadores con umbrales de cambio relativamente

Para establecer valores de activadores deben considerarse al menos cinco factores interrelacionados

altos para las características que muestran una variación natural alta. Si un activador para una característica con variación natural alta se establece con un umbral de cambio bajo, es probable que la variación natural sea equivocadamente interpretada como un cambio resultante de las actividades de manejo, accionando en forma inapropiada, una respuesta de manejo.

Los valores de los activadores deben establecerse tomando en cuenta estas cinco consideraciones (Cuadro 4.1). En muchas situaciones, el umbral de cambio sugerido para un activador puede variar según las consideraciones que se tomen en cuenta. Por ejemplo, una característica puede tener una alta sensibilidad para la conservación (lo que sugiere que debería seleccionarse un umbral de cambio bajo para el activador), pero baja sensibilidad de medición (sugiriendo que es conveniente seleccionar un umbral de cambio alto para el activador). Cuando surgen conflictos entre las consideraciones, es necesario evaluar subjetivamente la importancia de cada una, y prestar atención a las posibles ramificaciones que podrían surgir al seleccionar un valor de activación en particular. Finalmente, algunas veces los valores de los activadores podrían establecerse con umbrales tales que requerirían niveles de cambio muy altos, de modo que resultara inconcebible que las actividades de manejo pudieran causar este nivel de cambio. Si este fuera el caso, recomendamos eliminar esa variable del programa de monitoreo.

Consideración	Umbral de cambio sugerido para el activador	
	Umbral de cambio bajo	Umbral de cambio alto
Sensibilidad para la conservación	Alta sensibilidad	Baja sensibilidad
Nivel de precaución	Alta precaución	Baja precaución
Sensibilidad de medición	Alta sensibilidad	Baja sensibilidad
Variación natural	Baja variación natural	Alta variación natural
Objetivos de conservación	Alta prioridad de conservación	Baja prioridad de conservación

Cuadro 4.1

Resumen de umbrales de cambio sugeridos que pueden usarse para establecer activadores.

Para cada uno de los atributos del bosque que en esta Guía sugerimos monitorear (Sección 3 y Sección 5), hemos propuesto valores de activadores que corresponden con los umbrales de cambio altos, medios y bajos (Sección 6). Para ello usamos el razonamiento expuesto en esta subsección.

4.4 EL CONTEXTO TEMPORAL DE LOS ACTIVADORES

Cuando se establecen activadores es absolutamente necesario identificar el contexto temporal. Por ejemplo, una disminución durante un tiempo corto en alguna característica puede ser aceptable, pero una disminución constante durante un período de varios años o décadas puede ser inaceptable. En algunos casos, podría ser necesario establecer una serie de valores de activadores, cada uno con su propio contexto temporal. Así, la descripción general del activador podría ser:

“El valor del activador para la característica x , será el nivel y , durante a años después de las actividades de aprovechamiento, y será el nivel z entre los años a y b después del aprovechamiento.”

En otros casos puede que no haya un valor de activación durante un cierto período (por ejemplo, inmediatamente después del aprovechamiento), y que el activador se establezca para cualquier otro período de tiempo (digamos, diez años después del aprovechamiento). En cualquier caso, le alentamos a establecer activadores con contextos temporales explícitos.

4.5 RELACIÓN ENTRE ACTIVADORES Y MANEJO

Una vez que se han establecido los valores de los activadores, estos deben relacionarse directamente con alguna acción o actividad de manejo. Vemos dos consecuencias lógicas cuando se alcanza el valor de activación: cambios en el manejo y monitoreo adicional.

Con frecuencia, al alcanzarse un valor de activación se requieren hacer cambios en el plan de manejo, como la reducción del volumen por extraer de alguna especie en particular. En algunos casos



*Activadores
establecidos con
umbrales de
cambio bajo
pueden
funcionar como
“sistemas de
alarma
temprana” de
cambios
indeseables*

pueden existir múltiples soluciones potenciales para mitigar los impactos adversos y asegurarse de que el activador no volverá a alcanzarse en actividades futuras. Alentamos a los certificadores para que den a los manejadores la máxima flexibilidad posible para que desarrollen soluciones efectivas, que tengan impactos mínimos en el balance económico de la operación. Aunque es deseable establecer en forma explícita los resultados del manejo y los cambios que ocurren cuando se alcanza el valor de un activador, también es razonable establecer inicialmente un resultado general tal como: “si se alcanza el valor del activador, se cambiarán las actividades de manejo de manera que las condiciones retornen al estado anterior al umbral de cambio”. Aunque a veces el postergar una decisión para una fecha posterior simplemente retrasa la toma de decisiones difíciles, puede ser que las soluciones y las opciones de manejo quedarán claras en esa fecha posterior.

Si el valor del activador se excediera, podría requerirse un monitoreo adicional. Esto podría suceder si los activadores se establecieran con umbrales de cambio relativamente bajos, pensando en que funcionen como ‘sistemas de alarma temprana’ de cambios indeseables. En atributos con alta sensibilidad para la conservación, o en situaciones donde se requiera un alto nivel de precaución este sistema de alarma temprana podría ser útil. Sin embargo, si el atributo que alcanza el valor del activador también tiene una variación natural alta o baja sensibilidad de medición, entonces, los impactos aparentes del manejo pueden simplemente reflejar esta variación natural o baja sensibilidad de medición.

Ante esta situación, el monitoreo adicional puede ser valioso para asegurar si, al alcanzar el valor del activador, realmente se reflejan impactos adversos relacionados con el manejo. En algunos casos, puede ser prudente combinar soluciones temporales de manejo (por ejemplo una reducción temporal del volumen aprovechable) con un incremento en el monitoreo, esto con el propósito de revisar tiempo después las actividades de manejo una vez que se tenga la información adicional del monitoreo. ■

SECCIÓN 5



Protocolos para el monitoreo ecológico en BAVC certificados por el FSC



¿Qué encontrará en esta sección?

Presentamos primero algunas consideraciones básicas que deben ser tomadas en cuenta a la hora de establecer un diseño de muestreo para el monitoreo de la estructura y composición del rodal y la respuesta de especies de plantas. Luego presentamos los protocolos para la evaluación de los indicadores propuestos por esta Guía para el monitoreo ecológico, así como información básica para ayudar al usuario a entender la importancia de cada indicador dentro del marco del buen manejo forestal y a interpretar los resultados de la evaluación de una forma relevante para el manejo. Para personas muy ocupadas, hay un resumen de los mensajes claves que el texto contiene. Un cuadro con los indicadores (Cuadro 5.4) aparece al final de esta Sección.

5.1. EL MARCO BÁSICO

5.1.1. ¿Para qué tipo de enfoque silvicultural está diseñada esta Guía?

Nuestro enfoque para el monitoreo, incluyendo el establecimiento de umbrales y activadores, descrito en la Sección 6, parte de los siguientes supuestos:

- 1 El bosque a ser manejado es disetáneo y el enfoque silvicultural no pretende cambiar esta condición.
- 1 La silvicultura está basada en la regeneración natural.
- 1 La cosecha de madera es selectiva y, entre los criterios para la selección de árboles, se usa un diámetro mínimo límite para la corta.
- 1 Los tipos de tratamiento silvicultural usados son aquellos que pretenden mejorar las condiciones de crecimiento de los árboles de futura cosecha –a saber, las técnicas que son ampliamente conocidas como refinamiento y liberación–.
- 1 Posterior a la perturbación, los valores de los indicadores estructurales tienden a retornar a aquellos del rodal original (Recuadro 5.1, Sección 6). De esta forma la recuperación post-perturbación de las áreas manejadas puede ser evaluada en forma adecuada comparando las condiciones existentes antes y después de la perturbación, así como comparando las áreas manejadas y las de referencia.

Estos supuestos giran en torno al enfoque clásico de la silvicultura forestal tropical bajo un sistema silvicultural policíclico (Recuadro 5.1). Nosotros creemos que en un futuro, la gran mayoría de las operaciones de manejo en bosques tropicales que buscan la certificación emplearán tal enfoque silvicultural. Nuestros enfoques para el monitoreo deben modificarse, sin embargo, en caso de que las características del bosque y los enfoques silviculturales sean marcadamente diferentes de aquellos que nosotros asumimos – por ejemplo, si el bosque por manejar es coetáneo (como el caso de un bosque secundario desarrollado sobre tierras agrícolas abandonadas)– o si son utilizados enfoques silviculturales inusuales como el sistema ‘*shelterwood*’, o la llamada plantación de enriquecimiento para la regeneración de especies valiosas.

RECUADRO 5.1

Un enfoque de equilibrio en cuanto a la perturbación y recuperación del bosque aproximado y posiblemente equivocado, pero adecuado y ciertamente necesario para el manejo de bosques tropicales.

Mucha gente involucrada en el manejo de bosques tropicales, desde operarios de campo hasta modeladores del crecimiento y la producción, trabajan sobre estos supuestos, a menudo no mencionados: el bosque representa un sistema en equilibrio dinámico, así que después de una perturbación natural, como el paso de un huracán, o humana, como la cosecha de madera y la silvicultura, comienza un proceso de recuperación, en el que las características estructurales y composicionales tienden a retornar

a sus valores originales. El crecimiento denso-dependiente, y los procesos de reclutamiento y mortalidad son parte de este enfoque – la densidad del rodal es reducida por la perturbación–, de ahí que se incrementan el crecimiento y el reclutamiento y las tasas de mortalidad disminuyen, siendo los cambios revertidos conforme aumentan la densidad del rodal.

Muchos científicos debaten sobre este concepto, pero es adecuado como un modelo fundamental para la silvicultura y el monitoreo ecológico, y ciertamente, es probable que sea necesario debido a su simplicidad y la falta de una alternativa que ofrezca mejorar la capacidad de manejar el bosque

5.1.2. Enfoque general para el muestreo de los indicadores de la estructura y composición del rodal

El monitoreo de la estructura y composición del rodal constituye el eje principal del enfoque de filtro grueso de esta Guía. Existen diferentes enfoques básicos para el muestreo de estos indicadores, pero

muchos de ellos pueden potencialmente ser medidos dentro de las mismas parcelas, si bien los indicadores pueden diferir entre ellos con respecto a la sensibilidad de medición. Por estas razones, la primera parte de esta sección examina algunos de los factores que necesitan ser tomados en cuenta para el desarrollo de procedimientos de campo para el monitoreo de la estructura y composición del rodal. El material presentado en esta primera parte es también relevante para el monitoreo de especies de árboles y lianas, en caso de que el programa de monitoreo incluya indicadores de “filtro fino” de respuesta de especies.

Consideremos primero los enfoques básicos del muestreo. Hay dos opciones básicas: parcelas permanentes (PPM), establecidas y medidas con base en criterios ya ampliamente aceptados y detallados en publicaciones como las de Alder y Synnott (1992) y Camacho (2000), y parcelas temporales (PT), que para propósitos de reducir los costos de la evaluación de los indicadores propuestos, podrían probablemente ser las mismas que las que se utilizan para los inventarios comerciales forestales, o adaptaciones de ellas. Así, los tamaños y las formas de las parcelas temporales dependerán en gran medida de lo que definan las leyes forestales de cada país.

El Cuadro 5.1 identifica las opciones para el muestreo de los indicadores de la estructura y composición de rodales y de la respuesta de especies vegetales. Varios indicadores pueden ser muestreados en cualquiera de los tipos de parcela, pero algunos solo pueden evaluarse en uno de los dos. Hay indicadores que pueden ser muestreados en ambos tipos de parcela, pero pueden requerir de un muestreo especial. Expliquemos las razones por las cuales se presenta esta situación, y luego, discutamos los indicadores que pueden ser muestrados en ambos tipos de parcela, las ventajas y desventajas de cada uno.

Primero, los indicadores que no son recomendados para la medición en PPM –la apertura del dosel en el sotobosque y la estructura vertical del bosque (indicadores 1.1.3 y 1.1.4)– se recomiendan para la medición solamente en parcelas temporales porque se trata de evaluaciones de condiciones que pueden variar mucho de un lugar a otro en espacios muy cortos, y que por tanto deben de ser medidos en puntos específicos o en parcelas muy pequeñas. Por supuesto que pueden muestrearse puntos específicos o parcelas pequeñas dentro de una parcela permanente; sin embargo, el área total muestreada dentro de una PPM sería relativamente pequeña – probablemente no más de una hectárea, de ahí que la muestra no sería representativa del área manejada. El tomar muchas mediciones en un área relativamente pequeña, además, trae el riesgo de que las muestras no sean independientes. En términos generales, entonces, para la medición de estos indicadores en parcelas temporales, se recomienda una distancia entre puntos o parcelas de medición de al menos 50 m.

Siguen los indicadores que *podrían tal vez* ser medidos en PPM, pero que no son recomendados para el muestreo en PT: el 1.2.1 (abundancia de especies de árboles y lianas que juegan un papel clave en la sobrevivencia de especies animales), el 2.2.1. (tamaños de poblaciones y estructuras poblacionales de especies de árboles cosechados susceptibles al declive poblacional), y el 2.2.2. (la abundancia de especies de lianas grandes). Los *podrían tal vez* se debe a que estas especies pueden ser de muy baja abundancia, sobre todo en el caso del indicador 2.2.1 donde la abundancia baja es uno de los factores principales que hace que una especie sea susceptible al declive de sus poblaciones. Así, si se muestrea en parcelas permanentes, probablemente se registrarán pocos individuos lo que impedirá poder llegar a conclusiones concretas sobre tendencias en las abundancias y las estructuras poblacionales de estas especies. El muestreo en parcelas temporales generará errores muy grandes para las estimaciones de abundancias y estructuras poblacionales a menos que la intensidad sea muy alta. Las consecuencias en cuanto a conclusiones concretas son las mismas. Es por estas razones que nuestros protocolos esbozan metodologías especiales para el muestreo de estos indicadores, empleando áreas grandes.

Los otros indicadores pueden medirse en cualquiera de los dos tipos de parcelas, aunque note que en algunas situaciones, la composición y abundancia de palmas (indicador 1.2.2) y la abundancia y estructura poblacional de especies de árboles dependientes de bosque (indicador 1.3.1) pueden requerir un muestreo especial del tipo que ya hemos descrito. Las consideraciones para la selección de una estrategia de muestreo para estos indicadores serán logísticas y financieras, además de estadísticas. A continuación señalamos algunos de los factores que deben de tomarse en cuenta para diseñar un muestreo de estos indicadores.

Los tamaños y las formas de las parcelas temporales dependerán en gran medida de lo que definan las leyes forestales de cada país

Las ventajas obvias de las parcelas permanentes para el monitoreo de muchas de las características de los bosques tropicales radica precisamente en su carácter de permanencia. Ellas requieren de mantenimiento, pero el trabajo fuerte de establecimiento se hace solo una vez. Las ventajas científicas de la remediación de los árboles marcados individualmente dentro de las PPM son bien conocidas. Una posible desventaja se encuentra en los mismos costos de establecimiento, que pueden limitar el número de parcelas y por ende, la sensibilidad de medición para las evaluaciones de las diferencias entre las áreas manejadas y de referencia (ver la discusión de la sensibilidad de medición en la Sección 4). El tamaño relativamente grande de las PPM típicas puede ser compensado, al menos parcialmente, por números pequeños de parcelas en relación a la sensibilidad de medición. Por otra parte, Hall et al. (1998) señalan que para indicadores como la densidad del rodal, se pueden utilizar PPM de menor tamaño que las típicas (0.6 ha en lugar de 1.0 ha, por ejemplo) sin una pérdida significativa en la sensibilidad de medición.

El uso de parcelas temporales de inventarios para el monitoreo tiene en principio la ventaja de la reducción de los costos del monitoreo. Definitivamente, algunos indicadores pueden ser evaluados durante la ejecución de los inventarios y las evaluaciones silviculturales, actividades que constituyen un elemento básico del manejo forestal. Sin embargo, la repetición de las mediciones para el monitoreo con frecuencias mayores que las que se acostumbran para los inventarios y las evaluaciones silviculturales pueden requerir reaperturas en los caminos de acceso y en las líneas dentro del bosque, lo que puede aumentar los costos de reestablecimiento. Los caminos, líneas y otros puntos como los vértices de las parcelas pueden ser marcados de manera más permanente, lo que traería un aumento correspondiente en los costos.

Las ventajas de las parcelas permanentes para el monitoreo de muchas de las características de los bosques tropicales radica en su carácter de permanencia

Finalmente, con respecto al diseño de muestreo, las características de cada indicador deben ser tomadas en cuenta. Ghazoul y Hellier (1999) revisaron una gran cantidad de información con el propósito de que esta contribuyera al desarrollo de los fundamentos científicos para la definición y el muestreo de indicadores parecidos a los presentados en esta Guía. Entre los factores que evaluaron figuró el error de muestreo de los indicadores; el error de muestreo, desde luego, se relaciona con la variación natural de los indicadores y es importante para la sensibilidad de medición (Sección 4).

Las consideraciones básicas respecto a los errores de muestreo son ampliamente conocidas en el caso del muestreo de la vegetación en bosques tropicales. El error de muestreo disminuye conforme aumenta el número de muestras, y disminuye también conforme aumenta el tamaño de las parcelas. Cuando el error de muestreo disminuye, la sensibilidad de medición se incrementa. Las reducciones más marcadas en el error de muestreo se consiguen con los primeros incrementos del número o tamaño de parcelas, partiendo de valores bajos. Ya cuando el número o el tamaño de las parcelas son relativamente grandes, los beneficios de la reducción del error con relación a los costos del incremento en el número, o el tamaño de las parcelas, se vuelven muy bajos.

Ghazoul y Hellier (1999) muestran que diferentes indicadores presentan diferentes magnitudes del error para un número determinado de muestras. Por lo general, la densidad total del rodal ≥ 10 cm dap presenta errores menores que el área basal. Lo anterior se debe a que el área basal es fuertemente influenciado por la presencia de árboles grandes, que son de ocurrencia muy esporádica. La presencia de un árbol grande en una parcela pequeña aumenta la densidad en una unidad, pero el aumento del área basal es desproporcionado. En cuanto a las distribuciones diamétricas, el error de muestreo aumenta con el dap y puede ser grande para árboles grandes, dificultando la estimación exacta de su abundancia y volumen comercial, entre otras cosas. Finalmente, el error de muestreo para la apertura del dosel por lo general es bajo. Algunos de estos puntos serán desarrollados más adelante en relación con los indicadores 1.1.1 y 1.1.2.

Queda claro, con base en lo anterior, que si se miden diferentes indicadores estructurales y composicionales en las mismas parcelas, la sensibilidad de medición tenderá a variar entre indicadores. Este es otro factor que deberá tomar en cuenta en su diseño de muestreo.

Dimensión	Tema	Indicador	Muestreo en PPM*	Muestreo en PT*
El filtro grueso: estructura y composición de rodales	1.1. Estructura horizontal y vertical	1.1.1. El área basal del rodal	Sí	Sí
		1.1.2. La abundancia de árboles, total y su distribución por clases de tamaños.	Sí	Sí
		1.1.3. La apertura del dosel en el sotobosque.	No	Sí
		1.1.4. La estructura vertical del bosque.	No	Sí
	1.2. Otros elementos claves de estructura y composición del bosque	1.2.1. Las poblaciones de especies de lianas y árboles que juegan un papel clave en la sobrevivencia de especies animales amenazadas o en peligro de extinción.	Tal vez	No
		1.2.2. La composición y abundancia de palmas.	Tal vez	Tal vez
	1.3. La composición de especies de árboles	1.3.1. Abundancias y estructuras poblacionales de especies arbóreas dependientes de bosque.	Tal vez	No
Respuesta de especies	2.2. Especies directamente impactadas por las operaciones de manejo	2.2.1. Tamaños de poblaciones y estructuras poblacionales de especies de árboles cosechados susceptibles al declive poblacional.	Tal vez	No
		2.2.2. La abundancia de especies de lianas grandes.	Tal vez	No

* PPM = parcela permanente de medición, PT = parcela temporal

Cuadro 5.1

Los indicadores de estructura y composición de rodales, y de respuestas de especies, y las opciones básicas para su muestreo

Finalmente, todas estas consideraciones respecto al error de muestreo son relevantes por el hecho importante de que su diseño de muestreo determina si las conclusiones correctas acerca de los impactos del manejo son obtenidas de su programa de monitoreo. Este punto es desarrollado en la Sección 6.

5.1.3. Explicación de los protocolos

A continuación introducimos el contenido de los protocolos para el monitoreo de los indicadores propuestos por esta Guía.

Primeramente, en los protocolos se muestra una breve explicación de la importancia que tienen los distintos indicadores a medir dentro del marco de la sostenibilidad ecológica y productiva del bosque, ofreciéndose también lineamientos generales para la interpretación de los resultados obtenidos con el monitoreo. Al final de cada texto se brinda una serie de mensajes claves que contienen los principales aspectos considerados.

Cada protocolo de los indicadores de la estructura del rodal comienza con un cuadro resumen donde se encuentra la siguiente información:

Tiempo de recuperación: basado en la propuesta de Ghazoul y Hellier (2000) sobre el tiempo requerido por los valores de los indicadores para recuperarse después de la perturbación (ver Sección 6, subsección 6.4.).

Tipo de parcela: que consiste en las opciones que se tienen para la evaluación del indicador ya sea en parcelas permanentes de medición o parcelas temporales (ver subsección 5.1.2 de esta Sección).

¿Muestreo especial?: aquí se establece si la evaluación del indicador podría requerir o no un muestreo especial. Esto sucede básicamente para el caso del monitoreo de especies de muy baja abundancia, donde se debe muestrear la especie en grandes áreas de bosque (ver subsección 5.1.2).

¿Estratificar el muestreo?: consiste en tener en cuenta la posibilidad de estratificar el muestro de algunos indicadores con relación a los principales tipos de bosque encontrados en la UMF (ver Sección 6, subsección 6.2.3.).

Integrar el muestreo con: algunos indicadores pueden ser evaluados durante la ejecución de las actividades “normales” del manejo, como los inventarios forestales, censos comerciales, y estudios de crecimiento y rendimiento en parcelas permanentes; o también pueden utilizar la información que se genera por estas actividades para la evaluación de un indicador específico. Asimismo, el muestreo de muchos indicadores puede realizarse durante un mismo trabajo de campo integrado.

Frecuencia de muestreo: consiste en la frecuencia con que consideramos debe ser medido el indicador.

Los protocolos terminan con una descripción de las metodologías recomendadas para el muestreo y el análisis de los datos.

Algunos indicadores pueden ser evaluados durante la ejecución de las actividades “normales” del manejo, como los inventarios forestales, censos comerciales, y estudios de crecimiento y rendimiento en parcelas permanentes

5.2. EL FILTRO GRUESO: ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL RODAL

Tema 1.1. Estructura horizontal y vertical

Las características estructurales del bosque presentan grandes ventajas para el monitoreo ecológico:

- 1 Muchos tipos de bosque tienen características estructurales bien definidas (promedio de área basal, densidad del rodal y altura del dosel, por ejemplo); o sea, que la estructura de un tipo de bosque es una característica particular al igual que lo son la composición y la diversidad de especies (ver ejemplos más adelante).
- 1 Las características estructurales pueden representar medidas indirectas de las condiciones de hábitat para organismos del bosque aparte de los árboles –este forma parte del fundamento del enfoque de filtro grueso enfatizado en esta Guía–, aunque la naturaleza exacta de las relaciones entre la estructura del bosque y, por ejemplo, la diversidad de especies y gremios de vertebrados del bosque, puede ser incierta.
- 1 La estructura está ligada a las operaciones de manejo en una forma clara y directa (la cosecha de madera remueve árboles de ciertos tamaños, causa daños cuya intensidad varía entre clases de tamaño de árboles en una forma bastante predecible, reduciendo por tanto la densidad del rodal y el área basal, entre otras variables).
- 1 Las respuestas de algunas características estructurales importantes para las operaciones de manejo están bien documentadas en la literatura científica y técnica, en términos de efectos directos, efectos inmediatos, así como de los patrones de recuperación post-perturbación, lo que ofrece una base empírica clara para la interpretación de la respuesta del bosque a los impactos del manejo (Sección 6, subsección 6.3.1.).
- 1 Finalmente, muchas características estructurales son relativamente fáciles de medir, ya sea usando datos que el manejador del bosque debe coleccionar de todas maneras – en inventarios, censos para el planeamiento del aprovechamiento, muestreos diagnósticos silviculturales y estudios de crecimiento y producción del bosque en parcelas permanentes de muestreo – u obteniendo datos adicionales a través de modificaciones de las actividades de colecta de información.

Las ventajas de la estructura del bosque para el monitoreo pueden ser parcialmente revertidas debido a algunos aspectos que aumentan un poco la complejidad de su monitoreo. Primero, la estructura puede variar marcadamente entre tipos de bosque – por ejemplo, al comparar un bosque sobre colinas con un bosque localizado en las partes bajas. Por esta razón, es necesario estratificar el muestreo con

relación a los tipos de bosque (si la planificación y la ejecución del manejo ya toma en cuenta la existencia de diferentes tipos de bosque en una unidad de manejo – como debiera ser – tal vez este punto no sea demasiado difícil de tomar en cuenta). Si dentro de un tipo de bosque se ubica una parcela de muestreo en un área pequeña con condiciones muy distintas - por ejemplo, un área pantanosa dentro de un bosque sobre suelos bien drenados – podría ser más apropiado reubicar la parcela (note que los claros de tala o naturales deben ser muestreados, ellos son parte de los procesos de la dinámica normal del bosque). Otro punto es que el grado de variación de los datos diferirá entre variables estructurales.

En el Cuadro 5.2 se ilustran dos puntos importantes, el primero es la necesidad de estratificar el muestreo, y el segundo es el hecho de las diferencias en la sensibilidad de medición entre indicadores. El Cuadro presenta datos del área basal y la densidad del rodal de parcelas permanentes de muestreo en bosques mesoamericanos no perturbados bajo diferentes condiciones de sustrato. Note primero que los coeficientes de variación (CV) son relativamente bajos y que en general, aunque no siempre, los CV de la densidad del rodal son menores que aquellos del área basal – la razón para esto se discute en la subsección 5.1.2. Estas características contribuyen a la razonable sensibilidad de estos indicadores y denotan que la densidad del rodal puede a menudo ser un indicador más sensible que el área basal. También, note como los valores de los bosques no perturbados de los dos indicadores varían entre sitios. El bosque montano bajo del norte de Honduras, por ejemplo, crece sobre suelos moderadamente fértiles y presenta muchos árboles grandes, probablemente regenerados luego de perturbaciones por huracanes, que contribuyen de manera significativa a la gran área basal del bosque. Los dos sitios de Costa Rica se encuentran distanciados unos pocos cientos de metros entre sí, y las diferencias entre ellos en cuanto a área basal y densidad del rodal son probablemente debidas a la fertilidad del suelo y a las mayores tasas de perturbación natural de los bosques sobre colinas bajas.

Sitio	Muestra	Indicador estructural			
		Área basal	C.V.	Densidad	C.V.
Bosque lluvioso montano bajo, norte de Honduras	N = 3, parcelas 0.5 ha	36.3 (7.33)	20.2	677 (85.8)	12.7
Bosque lluvioso de tierras bajas sobre suelos pobremente drenados, noreste de Nicaragua	N = 3, parcelas 0.25 ha	21.6 (4.0)	18.5	620 (54)	8.7
Bosque lluvioso de tierras bajas sobre terraza aluvial, noreste de Costa Rica	N = 4, parcelas 1.0 ha	25.2 (2.64)	10.4	420.5 (13.0)	3.1
Bosque lluvioso de tierras bajas sobre colinas bajas, noreste de Costa Rica	N = 4, parcelas 1.0 ha	23.1 (1.14)	4.94	528.3 (39.8)	7.5

Cuadro 5.2

Valores de indicadores de la estructura del bosque: 1.1.1 área basal del rodal, y 1.1.2 densidad del rodal, en cuatro sitios de bosques mesoamericanos libres de perturbación humana reciente. Todos los datos son para individuos ≥ 10 cm de dap; área basal expresada en $m^2 ha^{-1}$, C.V. = coeficiente de variación; los valores en paréntesis son las desviaciones estándares.

El monitoreo propuesto, entonces, incluye variables estructurales bien conocidas como el área basal, la distribución diamétrica y la apertura del dosel, más otras no tan conocidas como la estructura vertical del bosque. La evaluación de estas características estructurales se justifica como filtro grueso debido a que estos son elementos que además de definir la condición de la vegetación, se encuentran estrechamente relacionados con la diversidad y composición de la fauna del bosque. El monitoreo de la apertura del dosel se tiene más como un indicador indirecto de los cambios microclimáticos provocados por las operaciones de manejo, y por consiguiente de las condiciones de hábitat para plantas y animales.

Estructura vertical y horizontal Mensajes claves para el monitoreo

La evaluación de la estructura del bosque dentro de un programa de monitoreo ecológico presenta grandes ventajas como:

1. Representa una medida indirecta de la condición del hábitat para muchos ►



- ▶ *organismos y también de variaciones a nivel de microclima, en caso de evaluarse, por ejemplo, el grado de apertura del dosel.*
2. *Está ligada a operaciones de manejo de forma clara y directa.*
 3. *Existe un adecuado conocimiento de la respuesta de algunas variables estructurales a las operaciones de manejo.*
 4. *Muchas variables estructurales son fáciles de medir y el monitoreo puede integrarse a las operaciones de inventario y los estudios de crecimiento y rendimiento. La estructura debe evaluarse utilizando un muestreo estratificado relacionados con los tipos de bosque.*

Indicador 1.1.1. El área basal del rodal.

Tiempo de recuperación:	para el rodal ≥ 10 cm dap: medio - tardío (20 – 30 años)	
Tipo de parcela:	Permanente \checkmark	Temporal \checkmark
Muestreo especial?:	X	
¿Estratificar el muestreo?:	\checkmark	
Integrar el muestreo con:	inventarios forestales, estudios de crecimiento y rendimiento, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, y de respuesta de especies vegetales	
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años	

Metodología – Para evaluar este indicador proponemos utilizar o adaptar la información del rodal que se genera a partir de las operaciones normales de manejo como son la ejecución de inventarios, censos o toma de datos en parcelas permanentes de medición (PPM).

El muestreo debe ser estratificado según a los principales tipos de bosque presentes en la unidad de manejo forestal (UMF) tal y como se especifica en la Sección 6, subsección 6.2.3.

Si para la UMF existe este tipo de información, deberá revisarse la documentación existente para la obtención de datos de los árboles (incluyendo palmas) y sus dap respectivos. Es deseable poder analizar el rodal ≥ 10 cm de dap, sin embargo recomendamos trabajar con los datos existentes siempre y cuando el dap mínimo de medición no sea superior a 30 cm.

Si al implementar un programa de monitoreo se considera necesario tomar información adicional, proponemos entonces registrar cada uno de los individuos ≥ 10 cm de dap (incluyendo palmas) así como el dap que presentan, en parcelas temporales de inventarios ya existentes o dentro de PPM. El tamaño de las parcelas para la toma de datos puede ser de 20 m x 50 m; también podría considerarse la posibilidad de utilizar fajas delimitadas a partir de carriles (p.e. 10 m a cada lado de un carril).

Análisis de datos – Con los datos existentes en los bosques manejados en cuanto a los valores de dap por individuo se calcula el área basal en metros cuadrados por hectárea para todo el rodal, y se compara con el encontrado en los bosques de referencia a través de los procedimientos descritos en la Sección 6.

Indicador 1.1.2. La abundancia de árboles, total y por clases de tamaños.

Tiempo de recuperación:	para el rodal ≥ 10 cm dap: temprano – medio (10 – 20 años)	
Tipo de parcela:	Permanente \checkmark ?	Temporal \checkmark
¿Muestreo especial?:	X	
¿Estratificar el muestreo?:	\checkmark	
Integrar el muestreo con:	inventarios forestales, estudios de crecimiento y rendimiento, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, y de respuesta de especies vegetales	
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años	

Metodología – Proponemos utilizar la misma metodología y criterios para la obtención de datos en gabinete y/o campo recomendada para evaluar el indicador 1.1.1.

Análisis de datos – Se elaboran cuadros resumen o gráficas donde se muestran por tipo de bosque (manejados y de referencia) el número de individuos total y por clases de dap de 10 cm. También pueden calcularse los valores porcentuales de abundancia de individuos por clase de tamaño. Es de esperar que bosques maduros sin perturbación o con relativa poca intervención muestren curvas con forma de “J” invertida. Comparaciones explícitas del número de árboles, ya sea totales o por clases de tamaños, pueden ser realizadas siguiendo los procedimientos descritos en la Sección 6.

Indicador 1.1.3. La apertura del dosel en el sotobosque.

Tiempo de recuperación:	temprano (5 – 10 años)	
Tipo de parcela:	Permanente X	Temporal√
¿Muestreo especial?:	X	
¿Estratificar el muestreo?:	√	
Integrar el muestreo con:	inventarios forestales, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, por ejemplo Indicador 1.1.4.	
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años	

Metodología – En el centro de parcelas temporales pequeñas, por ejemplo de 10 m x 10 m, proponemos estimar la cobertura del dosel por medio del uso de un densiómetro esférico. Para cada parcela se deberán realizar cuatro mediciones dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales. El valor de cobertura reportado por parcela corresponderá al promedio de las cuatro mediciones. Una forma sencilla de evaluar este indicador sin tener que establecer las parcelas, es caminar siguiendo transectos y detenerse cada cierta distancia (p.e. 25, 50 m) e imaginarse que se encuentra en el centro de una parcela de muestreo de 10 m x 10 m. Los transectos deben estar separados entre sí cada 50-100 m.

Análisis de datos – A través del uso del densiómetro se podrá estimar por bosque valores promedio del porcentaje de apertura del dosel. Las comparaciones entre bosques intervenidos y bosques de referencia, usando los procedimientos descritos en el Sección 6, pueden indicar si el manejo ha producido variaciones inaceptables en esta variable estructural.

Indicador 1.1.4. La estructura vertical del bosque.

Tiempo de recuperación:	temprano – medio (10 – 20 años)	
Tipo de parcela:	permanente X	Temporal√
Muestreo especial?:	X	
¿Estratificar el muestreo?:	√	
Integrar el muestreo con:	inventarios forestales, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, por ejemplo el Indicador 1.1.3.	
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años	

Metodología – Proponemos estimar el grado de heterogeneidad de la estructura vertical del bosque por medio del cálculo de un índice que toma en cuenta la cobertura de la vegetación en varios estratos, desde el sotobosque hasta el dosel superior. Los datos para el cálculo del índice pueden ser obtenidos en parcelas temporales pequeñas, preferiblemente de 10 m x 10 m. En caso de querer evitar instalar las parcelas en el campo, puede procederse de la misma forma que la recomendada para evaluar el indicador 1.1.3. Esta metodología es tomada de Thiollay (1992).

Toma de datos – En el centro de cada uno de las parcelas se estima el porcentaje de cobertura de la vegetación de cada uno de 5 estratos: a) 0-2 m, b) 2-9 m, c) 10-20 m, d) 20-30 m, y e) >30 m (la altura se estima en forma subjetiva), usando una escala simple con valores de 0, 1, 2 ó 3 si el porcentaje de cobertura es de 0, 1-33, 34-66 y 67-100 %, respectivamente.

Análisis de datos – En cada bosque muestreado, se deberá calcular para cada uno de los 5 estratos un promedio de cobertura del follaje utilizando los valores registrados en los puntos de muestreo. Promedios bajos de cobertura para un determinado estrato indican una menor cobertura de la vegetación que valores promedios mayores (ver ejemplo en Cuadro 5.3).

Promedios bajos de cobertura para un determinado estrato indican una menor cobertura de la vegetación que valores promedios mayores

Una forma sencilla de resumir la información obtenida para efectos de comparaciones entre bosques sería elaborando una matriz como la observada en el Cuadro 5.3, que contenga por bosque los valores promedio del índice de cobertura del follaje para cada uno de los 5 estratos.

Siguiendo a Thiollay (1992), recomendamos también calcular para cada estrato, en cada bosque, el coeficiente de variación de los valores de cobertura del follaje, teniéndose que a mayor valor, mayor heterogeneidad espacial en el grado de cobertura en un estrato dado. La suma de los 5 coeficientes de variación es considerada como una medida integral de la variabilidad de la estructura del bosque, y se espera muestre valores máximos en bosques recientemente aprovechados, valores mínimos en bosques aprovechados en recuperación (en casos en que el proceso de recuperación pueda conducir a una mayor uniformidad), y valores intermedios en áreas de referencia (Thiollay 1992).

Cuadro 5.3.

Estructura de la vegetación en un área de referencia y un área manejada tres años después del aprovechamiento. Los datos son de la Concesión de Manejo Forestal Comunitaria Uaxactún, Petén, Guatemala, y fueron tomados durante el proceso de validación llevado a cabo para el desarrollo de esta Guía (ver Sección 6, Pinelo y Radachowsky (2003). Ver texto para más detalles.

a) Índice promedio de cobertura del follaje							
	Número de parcelas	0–2 m	2–10 m	10–20 m	20–30 m	>30 m	
Área de referencia	55	1.0	1.5	3.0	0.5	0.00	
Área manejada	55	1.3	2.1	2.7	0.35	0.00	
b) Coeficiente de variación de los índices de cobertura del follaje							
	Número de parcelas	0–2 m	2–10 m	10–20 m	20–30 m	>30 m	Variabilidad estructural
Área de referencia	55	26.0	34.2	23.0	114.7	—	198
Área manejada	55	48.9	31.2	18.4	149.7	—	248

El ejemplo del Cuadro 5.3 ilustra estas expectativas. La cobertura del follaje es menor en el sotobosque (estrato de 0-10 m) del área de referencia en comparación con el área manejada, mientras el área de referencia tiene una mayor cobertura arriba de los 20 m que el área manejada (Cuadro 5.3a). La variabilidad estructural total es mayor en el área manejada (Cuadro 5.3b). Estas diferencias pueden ser interpretadas como una consecuencia del aprovechamiento – la corta de árboles afecta el estrato >20 m, y la regeneración después del aprovechamiento conduce a una mayor cobertura del sotobosque en las áreas de bosques perturbados. Estos factores podrían contribuir a la mayor variabilidad observada. Tales diferencias, se espera, podrían reducirse conforme pasa el tiempo luego de la perturbación del bosque.

Para propósitos del monitoreo, los valores de cobertura del follaje por estrato en las áreas manejadas y de referencia pueden ser comparados usando los procedimientos descritos en el Sección 6.

Tema 1.2. Otros elementos claves de la estructura y composición del bosque

Muchas especies vegetales del bosque representan recursos especialmente valiosos para la fauna como fuente de alimento. La gran mayoría de los animales del bosque, por ejemplo, se alimentan parcial o exclusivamente de frutos, a menudo diseminando las semillas de las especies de las cuales se alimentan, favorece los procesos de regeneración. Debido a que las relaciones planta-animal en muchos de estos casos son mutualismos –son de beneficio mutuo– la conservación de plantas es importante para la sobrevivencia de los animales y viceversa.

A veces se tienen incluso identificadas especies arbóreas claves para la sobrevivencia de especies animales amenazadas o en peligro de extinción. En Mesoamérica, por ejemplo, los frutos del árbol conocido en algunas áreas como almendro (*Dipteryx panamensis*) constituyen un elemento clave en la dieta de la lapa verde (*Ara ambigua*), y especies de los géneros *Spondias*, *Hura*, *Eschweilera*, *Terminalia* así como de varias palmas, tienen papeles similares para las poblaciones de lapa roja (*Ara macao*). En Costa Rica, *D. panamensis* está incluso protegida por la Ley Forestal y se encuentra dentro de la categoría de especies de corta restringida. A nivel más regional, se tienen identificados a los higuerones (*Ficus* spp) como un grupo importante de árboles y epífitas de los cuales se alimenta mucha de la fauna del bosque, principalmente aves.

Las palmas son también reconocidas como un elemento estructural y composicional de alto valor para la fauna. Sus frutos constituyen una fuente de alimento para muchos animales del bosque, en muchos casos como principal componente de su dieta. Ejemplos de animales que consumen frutos y semillas de palmas arborescentes son monos, coyotes, tucanes y loros.

Las palmas son uno de los principales componentes del dosel y sotobosque de los bosques húmedos tropicales, y en muchos casos, son una de las familias de plantas con el mayor número de individuos. En muchos de los bosques húmedos de tierras bajas en Mesoamérica las especies de palmas características son las arborescentes pertenecientes a los géneros *Euterpe*, *Iriartea*, *Prestoea*, *Socratea* y *Welfia*, y en el sotobosque las especies de los géneros *Geonoma*, *Bactris*, *Chamaedorea* y *Synechanthus*, entre otros

La evidente importancia ecológica de las palmas obliga a considerar su conservación dentro de los ecosistemas forestales tropicales. Con respecto al efecto que puede provocar el manejo del bosque para producción de madera sobre la comunidad de palmas, se puede argumentar que la caída de árboles, o fragmentos de árboles muertos, representa un peligro mucho mayor para las palmas arborescentes - en la gran mayoría de los casos, de un tallo por individuo - que para las clonales de sotobosque. En las primeras, la quebradura de un tallo provocará la muerte del individuo, en cambio, en las segundas, los tallos tienden a ser flexibles y pueden doblarse hacia arriba y seguir creciendo después de ser aplastados por un objeto caído. En las especies clonales, aun cuando muere un tallo, el individuo no muere.

Cuando un bosque se maneja para producción de madera, la operación que más afecta las poblaciones de palmas arborescentes es la tala y arrastre de trozas, y para las especies de sotobosque, la construcción de pistas de arrastre. Estos efectos son controlables pero inevitables.

Otro de los grupos importantes de plantas para la fauna son las lianas. Sin embargo, estas casi no figuran en estudios de bosques neotropicales manejados y explotados. Algunos autores, de modo extraño, evidencian problemas en considerar a las lianas como parte del bosque. Las llaman “parásitas” y otras veces utilizan el término forestal popular de “infestación de lianas”.

La corta de lianas durante la cosecha de madera constituye una necesidad en el sentido de la seguridad del personal de campo y para evitar un daño excesivo al rodal, pero representa uno de los conflictos más obvios entre la diversidad del bosque y la necesidad silvicultural. Las lianas son un importante componente de la diversidad florística del rodal en bosques neotropicales de tierras bajas y juegan un papel clave en la provisión de hábitat a vertebrados. Algunas especies de animales, por ejemplo, utilizan las lianas para trasladarse desde el suelo a las copas de los árboles, o para movilizarse entre árboles.

A pesar de que el viento es el mecanismo de dispersión más común entre las especies de lianas en bosques tropicales, algunas de estas son dispersadas por animales y, al igual que muchos árboles, constituyen parte importante de la dieta de frugívoros.

Las palmas son uno de los principales componentes del dosel y sotobosque de los bosques húmedos tropicales, y en muchos casos, son una de las familias de plantas con el mayor número de individuos

Especies vegetales importantes para la fauna Mensajes claves para el monitoreo

- Los frutos de algunas especies de árbol, palma y liana constituyen parte importante de las dietas tanto de la fauna del bosque en general como de los animales amenazados o en peligro de extinción, en particular. Las lianas son además un componente estructural importante para el movimiento de algunas especies de vertebrados.
- Las operaciones de manejo para producción de madera pueden afectar a las poblaciones de tales especies vegetales claves en forma directa (cosecha de especies arbóreas, eliminación de árboles y corta de lianas como tratamientos silviculturales) o indirecta (daños por aprovechamiento, arrastre de árboles y construcción de caminos).
- Parte de la estrategia de conservación de la fauna frugívora amenazada o en peligro de extinción dentro de la UMF debe considerar la protección y el monitoreo de las poblaciones de especies vegetales de las cuales dependen de alguna manera.



Indicador 1.2.1. Las abundancias de especies de lianas y árboles que juegan un papel clave en la sobrevivencia de especies animales amenazadas o en peligro de extinción

Tiempo de recuperación:	no se aplica	
Tipo de parcela:	permanente √?	Temporal √?
¿Muestreo especial?:	√?	
¿Estratificar el muestreo?:	√	
Integrar el muestreo con:	inventarios forestales, estudios de crecimiento y rendimiento, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, y de especies vegetales	
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años	

Metodología – El enfoque básico para el monitoreo de este indicador debe ser el que se emplea en las parcelas permanentes de medición tradicionales. Sin embargo, tal y como se mencionó en la subsección 5.1.2., muchas especies de los bosques tropicales presentan una baja abundancia, de manera que en una parcela permanente de, por ejemplo 1.0 ha, se encuentran pocos individuos. Con el propósito de obtener un tamaño de muestra lo suficientemente grande para el análisis, es que puede ser necesario muestrear grandes áreas, usando técnicas similares a aquellas utilizadas en los censos para la planificación del aprovechamiento, marcando en forma permanente y ubicando en mapas los individuos de las especies de interés. Debido a los altos costos que supondría un monitoreo de este tipo, es que recomendamos monitorear este indicador solo cuando las siguientes condiciones se cumplen (ver también la Sección 3 y los indicadores 1.2.2, 1.3.1, 2.2.1 y 2.2.2):

1. La especie es suficientemente abundante en parcelas permanentes de medición.
2. En el caso de especies de baja abundancia, los recursos disponibles son adecuados para el muestreo en áreas grandes (quizás porque se han obtenido fondos especiales de instituciones científicas o académicas).
3. La condición de una especie hace que el monitoreo sea un requisito si se considera su cosecha –por ejemplo, si la especie ha sido identificada como de Alto Valor para la Conservación para la UMF, o si se encuentra en alguna categoría que requiera de medidas para su protección, o al menos para la mitigación de los impactos humanos sobre sus poblaciones, (tal como ocurre con los apéndices de CITES).

En el caso de las lianas, recomendamos utilizar las parcelas de inventarios forestales o PPM y registrar en ellas la abundancia de las especies seleccionadas, para individuos con tallos ≥ 5 cm de diámetro. Note que las consideraciones respecto a las bajas abundancias pueden también ser aplicadas a las lianas. Utilice los siguientes criterios para el registro de lianas individuales: a) la raíz principal debe encontrarse dentro de la parcela, b) la liana debe mostrar, en alguna parte de su tallo, un diámetro igual o mayor a 5 cm, sin importar si se encuentra sobre el piso del bosque. En caso que la liana ascienda, la altura de medición no deberá sobrepasar los 2 m. Deberá tomarse como un mismo individuo – y reportarse como tal - aquellos tallos que se encuentran conectados con el tallo enraizado. En la medida de lo posible, se recomienda registrar el diámetro mayor encontrado a lo largo del tallo.

Análisis de datos – Calcule la abundancia de las especies monitoreadas, en diferentes clases de tamaños, y en diferentes periodos de tiempo. Se deberán mostrar los individuos reclutas y los muertos para cada periodo de medición, según la siguiente ecuación



$$N_{actual} = N_{anterior} + R - M$$

Donde N = número de individuos en un tiempo dado, R = reclutas y M = individuos muertos por aprovechamiento y por causas naturales.

Utilice los procedimientos descritos en el Sección 6 para las comparaciones entre las áreas y determine si los grados de cambio encontrados en las áreas manejadas son aceptables o no.

Indicador 1.2.2. La composición y abundancia de palmas

Tiempo de recuperación:	no se aplica	
Tipo de parcela:	permanente √ ?	Temporal √ ?
¿Muestreo especial?:	√ ?	
¿Estratificar el muestreo?:	√	
Integrar el muestreo con:	inventarios forestales, estudios de crecimiento y rendimiento, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, y de especies vegetales	
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años	

Metodología – Para el monitoreo de palmas proponemos dividir la comunidad según el tamaño en altura de las especies de interés, en las siguientes dos categorías: palmas arborescentes (palmas que en su estado adulto alcanzan alturas de más de 10 m) y palmas de sotobosque (adultos de entre 1.5 m y menos de 6 m de altura). Para ambos grupos resulta importante considerar el hecho de si se trata de especies de palmas con un solo tallo o especies de palmas clonales (con muchos tallos, que forman macoyas o cepas). En el caso de las palmas clonales se debe tener claro que grupos de tallos con una base común (una cepa o macoya) representan probablemente un solo individuo. Recordamos que los manejadores del bosque pueden establecer otros criterios para el muestreo de palmas, distintos a los que mostramos aquí, esto para incluir otros individuos o tamaños de palmas que consideren importante monitorear.

Para el muestreo de palmas arborescentes pueden tomarse en cuenta las mismas consideraciones generales que hicieramos para el Indicador 1.2.1. Pueden utilizarse parcelas de inventarios forestales, o pequeñas parcelas temporales de 10 m x 10 m, pero si una especie tiene una baja densidad en el bosque, el muestreo de grandes áreas podría ser alternativo y debería ser solo considerado dentro de las circunstancias identificadas en la metodología para el Indicador 1.2.1. Para palmas arborescentes un dap mínimo para el muestreo podría ser de 5 cm ó 10 cm.

Tome nota de que las palmas en general no alcanzan grandes diámetros, y que, como especies monocotiledóneas, no muestran crecimiento diamétrico por engrosamiento secundario, así que las mediciones del dap se recomienda solo utilizarlas como criterio para decidir qué individuos o tallos deben ser incluidos en la muestra, y también para el cálculo del área basal del rodal.

Para las palmas del sotobosque, proponemos trabajar en parcelas de 10 m x 10 m ó 5 m x 5 m, las cuales pueden ser temporales o permanentes. El dap mínimo para especies de sotobosque puede ser de 1 cm o 2.5 cm.

Para ambas categorías de tamaños de palmas recomendamos registrar cada tallo enraizado dentro de la parcela, su especie y su dap. Las identificaciones pueden hacerse a nivel de nombre científico o nombre común, esto debido a que las palmas son a menudo muy bien conocidas por el personal de campo y pobladores locales. Finalmente, debido a la importancia de las palmas para las personas que viven en áreas rurales, puede ser importante registrar los casos de cosecha de palmas, en cualquiera de sus formas, para determinar los impactos de las cosechas sobre sus poblaciones.

Análisis de datos – Recomendamos estimar por unidad de área los números totales de tallos e individuos de las especies presentes. Note que si desea analizar la densidad de individuos de palmas clonales debe considerar la posibilidad de realizar un esfuerzo para determinar cuántos individuos genéticos se encuentran presentes en las macoyas; esto probablemente sea un proceso que consuma mucho tiempo, así que en términos prácticos es mejor registrar los números de macoyas independientemente de si ellas son individuos genéticos o no.

Proponemos preparar una lista de especies de palmas que diferencie si son arborescentes o de sotobosque, y mostrar los estimados de sus abundancias en las áreas manejadas y de referencia. Es importante establecer también el estado de las poblaciones de palmas usadas para consumo humano o para obtener fibras o para construcción de viviendas, las cuales se encuentran normalmente bajo mayor amenaza.

Es importante establecer el estado de las poblaciones de palmas usadas para consumo humano, para obtener fibras o para construcción de viviendas, las cuales se encuentran normalmente bajo mayor amenaza

Utilice los procedimientos descritos en el Sección 6 para las comparaciones entre las áreas manejadas y las áreas de referencia y determine si los grados de cambio encontrados en las áreas manejadas, en cuanto a la densidad de tallos o de individuos por especie, es aceptable o no.

Tema 1.3. La composición de especies de árboles

La composición de especies es uno de los aspectos más importantes de una comunidad. Debido a que las especies presentes influyen en los procesos ecológicos relevantes para la sostenibilidad, determinan tanto el valor comercial como el valor de conservación de la comunidad. Es claro que el manejo del bosque puede cambiar la composición de las especies de árboles, y de esta forma, afectar la sostenibilidad ecológica y la importancia comercial y de conservación del área que es manejada. Por estas razones sugerimos que el monitoreo de la composición de especies de árboles puede ser un aspecto importante del programa de monitoreo. Proponemos monitorear solo las especies que se consideran dependientes de las condiciones de bosque no perturbado, esto con el propósito de reducir costos y porque la conservación de estas especies es prioritaria dentro del contexto del manejo forestal. A continuación explicaremos las razones detrás de este enfoque.

Los niveles de luz representan un aspecto fundamental de la regeneración del bosque, ya que afectan aspectos como el crecimiento y la sobrevivencia de los árboles jóvenes, la producción de frutos y semillas y la germinación de semillas del suelo.

Las especies de árboles tropicales pueden clasificarse con respecto a sus requerimientos de luz para regenerarse y crecer; así, se establecen los gremios¹ de especies tolerantes e intolerantes a la sombra. Las especies intolerantes pueden ser divididas en grupos de especies de larga y corta vida.

Las proporciones relativas de árboles de los diferentes gremios varían dependiendo del tipo y grado de perturbación del bosque, y afectan la diversidad y calidad de hábitat que el bosque presenta.

Entre el gremio de las especies de árboles intolerantes de corta vida se encuentran algunas de relativa corta vida (10-15 hasta quizás 40 años), de maderas muy suaves, pertenecientes a géneros tales como *Cecropia*, *Heliocarpus*, *Ochroma* y *Trema*. Estas especies de vida corta (EVC) muestran adaptaciones impresionantes a la explotación de sitios abiertos. Pueden regenerarse y completar sus ciclos de vida únicamente en grandes áreas abiertas como terrazas aluviales recientes, deslizamientos o claros grandes dentro del bosque primario.

Las especies intolerantes de vida larga tienen una vida más prolongada que el grupo anterior y sus maderas, en términos generales, son también más duras. Están representadas por algunas especies bien conocidas, como *Cedrela odorata* (cedro), *Ceiba pentandra* (ceiba), *Swietenia* spp. (caoba), *Apeiba* spp, *Laetia* spp, *Schefflera morototoni*, *Simarouba* spp y muchas especies del género *Vochysia*. Son especies que aunque requieren de micrositos abiertos para su sobrevivencia y crecimiento, tienen menores requerimientos por luz que las especies de vida corta (EVC) (por ejemplo pueden colonizar claros pequeños cuya iluminación es insuficiente para las EVC, o crecer en bosques secundarios bajo un dosel superior compuesto por EVC). Es así como el rango de sitios que las especies de vida larga pueden colonizar exitosamente es más amplio que el de las de vida corta.

Finalmente se encuentran las esciófitas como *Carapa guianensis*, *Pentaclethra macroloba* y *Lecythis* spp. Las maderas de estas especies son más duras que las que presentan las especies intolerantes y viven mucho más que estas, hasta quizás 450 años. En términos generales, estas especies no requieren sombra, sino que la toleran, y por consiguiente pueden regenerarse tanto en claros como debajo del dosel, lo que explica por qué dominan el dosel de bosques maduros.

Algunas de las especies de estos diferentes gremios pueden ser consideradas como dependientes de bosque – esto es, que el mantenimiento de sus características poblacionales en un área, así como de los recursos y condiciones ambientales que ofrecen a otros organismos, dependen de niveles de perturbación

¹ Grupo de especies u organismos que utilizan los mismos recursos del ambiente, de la misma manera.

Los niveles de luz representan un aspecto fundamental de la regeneración del bosque, ya que afectan aspectos como el crecimiento y la sobrevivencia de los árboles jóvenes

relativamente bajos. Muchas, si no la mayoría de las especies tolerantes a la sombra, son dependientes de bosque, aunque algunas especies intolerantes de larga vida también parecen pertenecer a este grupo. Los sitios perturbados de un bosque aprovechado representan una área mucho más grande de hábitats apropiados para las especies intolerantes adaptadas a condiciones de dosel abierto que la que se encuentra en un bosque no aprovechado. Asimismo, representan un hábitat que ofrece pocas ventajas a las especies tolerantes a la sombra, y quizás hasta resulten poco apropiados para especies de sotobosque.

Perturbaciones como la apertura del dosel por el aprovechamiento, construcción de caminos forestales, vías de arrastre y patios de acopio, en donde se encuentran altos niveles de luz, pero también altos niveles de compactación del suelo, altas temperaturas superficiales, y sustratos pobres en nutrientes, pueden reducir la abundancia y diversidad de algunas especies dependientes de bosque, principalmente aquellas de sotobosque adaptadas a condiciones de dosel cerrado, en tanto pueden favorecer el establecimiento de especies intolerantes.

Cambios en las proporciones de los diferentes gremios en el bosque representan también cambios en la diversidad y calidad de hábitats. Por ejemplo, a mayor proporción de especies intolerantes, la estructura del hábitat probablemente sea menos diversa. La cantidad y calidad de alimento que el bosque suministra a frugívoros y herbívoros puede cambiar, y también la tasa de recambio – y por ende el microclima – puesto que son árboles de menor duración de vida.

Consideramos que el mantenimiento de la abundancia y la estructura poblacional de las especies dependientes de bosque es de fundamental importancia para la conservación en bosques manejados, aun si la representación proporcional de especies intolerantes, no dependientes de bosque, se incrementa debido al manejo.

Árboles dependientes de bosque Mensajes claves para el monitoreo

- Con base en los requerimientos de luz para regenerarse y crecer, las especies de árboles se clasifican como: especies tolerantes e intolerantes a la sombra. Muchas de estas especies, particularmente aquellas del grupo de las tolerantes, son dependientes de bosque.
- Ellas requieren de condiciones de dosel cerrado con relativamente bajos niveles de perturbación para mantener las características de sus poblaciones.
- El manejo del bosque para la producción de madera provoca muchos cambios ambientales, entre los que se destaca un mayor nivel de radiación solar que alcanza el piso del bosque.
- Esto favorece la regeneración de las especies intolerantes a la sombra y puede reducir la regeneración de las especies dependientes de bosque, produciendo cambios en la diversidad y composición del rodal, así como en la calidad de hábitat que presenta el bosque.
- La evaluación de la abundancia de las especies dependientes de bosque se muestra entonces como un potencial indicador de cambios ambientales y de calidad de hábitat, además de que estas especies son por si solas importantes para la conservación. El monitoreo de este indicador puede entonces ser relevante para la conservación de la biodiversidad y la sostenibilidad ecológica del manejo.



Indicador 1.3.1. Abundancias y estructuras poblacionales de especies arbóreas dependientes de bosque.

Tiempo de recuperación:	no se aplica		
Tipo de parcela:	permanente	√ ?	Temporal √ ?
¿Muestreo especial?:	√ ?		
¿Estratificar el muestreo?:	√		

Integrar el muestreo con:	inventarios forestales, estudios de crecimiento y rendimiento, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, y de especies vegetales
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años

Metodología – Como en el caso de otros indicadores de plantas, usted debería tomar en cuenta las consideraciones generales que aparecen en la subsección 5.1.2 y los puntos discutidos en la metodología para la evaluación del Indicador 1.2.1.

Proponemos trabajar con las categorías de tamaño latizal bajo (1.50 m de altura – 4.9 cm de dap), latizal alto (≥ 5.0 cm de dap < 10 cm de dap) y fustal (≥ 10 cm de dap) de especies dependientes de bosque. La información para la evaluación de fustales puede partir de la información que normalmente se toma durante los inventarios forestales, los censos para el planeamiento de la cosecha o de estudios en PPM. Si fuera necesario recolectar datos de campo adicionales, proponemos seguir los procedimientos recomendados para el indicador 1.2.1. La categoría latizal alto se recomienda evaluar dentro de parcelas pequeñas de 10 m x 10 m, o en franjas de 5 m a cada lado de una línea base; la de latizal bajo se evaluará en parcelas de 5 m x 5 m.

Toma de datos – La escogencia de las especies a monitorear puede partir de un listado de especies dependientes de bosque, típicas del área a ser monitoreada; también puede establecerse a partir de la información obtenida en los inventarios forestales.

En caso de tener que instalar parcelas o transectos para la evaluación de este indicador, se deberá registrar y contar dentro de la unidad de muestreo el número de individuos que pertenezcan a las especies dependientes de bosque seleccionadas para el monitoreo. La persona encargada de la identificación en campo deberá recibir adiestramiento previo y solamente se registrarán los individuos de las especies que aparecen en la lista preestablecida.

Análisis de datos – Deben determinarse las abundancias absolutas de las especies monitoreadas, en las diferentes clases de tamaños. Utilice los procedimientos descritos en la Sección 6 para la comparación entre áreas manejadas y de referencia. Por razones ya discutidas consideramos que la abundancia absoluta, y no la relativa, de las especies dependientes de bosque es la variable más importante.

5.3. RESPUESTA DE ESPECIES

Tema 2.1. Mamíferos y aves medianos y grandes

Los mamíferos y las aves representan un componente importante de los bosques tropicales. Por sí solos constituyen un importante elemento de conservación. Cumplen además una serie de funciones ecológicas claves para el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas forestales, siendo una de las principales el proceso de dispersión de semillas.

Estudios realizados en bosques húmedos tropicales han estimado que más del 80% de las especies de árboles y arbustos dentro de estos tipos de ecosistemas son dispersados por animales. Muchas especies maderables comerciales producen frutos y/o semillas que son consumidos por animales. Esto trae consigo que, como mecanismo de dispersión de semillas, la frugivoría tiene un papel importante para la sostenibilidad ecológica del bosque, contribuyendo al éxito de la regeneración de especies arbóreas.

Entre los grupos de vertebrados frugívoros de tamaño mediano y grande y granívoros (que comen semillas) de los bosques húmedos tropicales, el grupo de mamíferos terrestres es uno de los más importantes, sobre todo en el caso de la dispersión de especies de semillas grandes. Son consumidores de frutos los armadillos (*Dasypus novemcinctus*), tolomucos (*Eira barbara*), pizotes (*Nasua narica*), comadreas o martillas (*Potos flavus*), caucél (*Felis wiedii*) y muchos otros carnívoros; mientras que otros como guatusas o cherengas (*Dasyprocta punctata*), ardillas (especialmente *Sciurus granatensis*) y roedores heteromidas (especialmente *Heteromys desmarestianus*) se alimentan de semillas, y las dispersan con su costumbre de enterrarlas. Todos estos animales pueden diseminar semillas intactas cuando defecan.

Algunos vertebrados entierran semillas, lo que aumenta su probabilidad de sobrevivencia ya que reducen tanto el ataque de patógenos y herbívoros invertebrados, como el riesgo de desecación.

Aves grandes como las pavas y los pavones (familia Cracidae) y las codornices, perdices y tinamos (familias Phasianidae y Tinamidae) son otro grupo importante de vertebrados desde el punto de vista ecológico y de conservación. Al igual que muchos otros animales, ellos pueden ser particularmente vulnerables a la cacería.

Alteraciones drásticas en la abundancia y composición de las comunidades de animales, pueden tener efectos profundos en la dispersión de semillas y así, en la diversidad de especies vegetales y la regeneración de muchas de ellas. El manejo de los bosques para producción de madera puede provocar tales alteraciones a través de varios mecanismos, entre los cuales se suelen enfatizar dos:

1. Los cambios que se producen en la vegetación en cuanto a estructura y composición alteran la disponibilidad de recursos a los frugívoros y granívoros. Por ejemplo, la fauna de un bosque aprovechado podría confrontarse con los siguientes “problemas”: a) hay menos árboles para alimentarse, b) la distancia entre los árboles que producen alimento es mayor, c) los patrones de fructificación y de producción de follaje cambian en el tiempo, y d) los árboles producen menos frutos a nivel individual. En caso de las especies comerciales que son importantes para la fauna, evidentemente su cosecha podría tener un impacto negativo significativo sobre esta.
2. Generalmente, debido a la construcción de caminos y vías de acceso para la extracción de madera, los bosques bajo manejo constituyen sitios más accesibles para el ingreso de cazadores que áreas no manejadas, por lo que la intensidad de la caza dentro de los bosques manejados suele ser mayor. Esta situación tiene un impacto negativo en las poblaciones de ciertas especies de mamíferos y aves. Un ejemplo lo constituye la reducción significativa de poblaciones de roedores de tamaño mediano (*Dasyprocta*, *Myoprocta*) que cumplen un papel importante en la regeneración de algunas especies de semillas de árboles grandes (>3 g).

La conservación de mamíferos y aves de tamaño mediano y grandes constituye entonces un importante objetivo de manejo. Muchos de ellos tienen un alto perfil en términos de conservación de biodiversidad, y sus reducciones en bosques manejados podría llevar a cambios impredecibles a largo plazo. Es importante no solo limitar la caza de estos animales, sino también monitorear sus poblaciones y tomar medidas correctivas si algún aspecto del manejo del bosque está perjudicando sus poblaciones.

Cambios drásticos en la abundancia y composición de la comunidad de mamíferos y aves pueden afectar la dispersión de semillas y así, la diversidad de especies vegetales y la regeneración de muchas de estas

Mamíferos y aves de tamaño mediano y grandes Mensajes claves para el monitoreo

- Los mamíferos y aves del bosque constituyen un importante elemento de conservación.
- El consumo de frutos y semillas por los mamíferos y aves es un elemento clave en el mantenimiento de sus poblaciones, así como en el mantenimiento de las especies de plantas cuyas semillas son dispersadas como parte del proceso de consumo.
- Cambios drásticos en la abundancia y composición de la comunidad de mamíferos y aves pueden afectar la dispersión de semillas y así, la diversidad de especies vegetales y la regeneración de muchas de ellas.
- Alteraciones en la disponibilidad de recursos debido a cambios en la composición y estructura del bosque, y una mayor presión de cacería por las facilidades de acceso a los bosques aprovechados, son algunas de las causas potenciales que provocan declives en las poblaciones de mamíferos y aves grandes en bosques manejados.



Indicador 2.1.1. La abundancia de mamíferos y de especies de aves de tamaño mediano y grandes

Metodología – Una forma sencilla de estimar la abundancia y la riqueza de especies de algunos de estos vertebrados en bosques es contando las huellas que dejan impresas en la superficie del suelo, y otras señales indirectas como las heces, e identificar los animales a que pertenecen. Existen muchas publicaciones que presentan ilustraciones de huellas de animales que podrían utilizarse a la hora de hacer las evaluaciones. Una referencia excelente para la identificación de huellas de los mamíferos de Centroamérica es Aranda (1981). Existen también personas de las comunidades locales que son capaces de identificar animales con base en los rastros que dejan en el suelo como la impresión de huellas, plumas y heces, o a través de sus vocalizaciones; muchos de ellos utilizan este conocimiento para actividades de caza.

La metodología basada en el conteo e identificación de huellas resulta ser bastante utilizada en estudios de comunidades de mamíferos en bosques dada su facilidad de ejecución. Presenta, sin embargo, algunos problemas como por ejemplo que la impresión de huellas se encuentra estrechamente relacionada con el tipo de suelo, la cantidad de hojarasca presente y el grado de humedad. Las características de las huellas tienden a ser mejor delineadas en suelos arcillosos, particularmente cuando estos se encuentran húmedos. Suelos arenosos, secos, o con alto contenido de hojarasca tienden a presentar menor cantidad de huellas, o pobremente delineadas. La época de evaluación resulta entonces de particular importancia para la ejecución de una metodología basada en la impresión de huellas, ya que si se trabaja en una época seca, el registro de huellas será muy bajo o nulo, en tanto fuertes aguaceros podrían borrar las huellas recién impresas, o formar charcos donde no podría imprimirse una huella. Recomendamos evitar implementar el método de identificación de huellas en períodos muy lluviosos, o cuando los suelos se encuentran particularmente secos.

La metodología basada en el conteo e identificación de huellas resulta ser bastante utilizada en estudios de comunidades de mamíferos en bosques dada su facilidad de ejecución

La metodología que proponemos para el monitoreo de mamíferos terrestres consiste en delimitar transectos de 1 m de ancho dentro del bosque y registrar las huellas impresas de especies de mamíferos >500 g encontradas dentro de los transectos. Es preferible delimitar en forma paralela los transectos y distanciados 100 m como mínimo. La cantidad y el largo de los transectos por bosque o período de observación puede variar, según sea el tamaño y forma del área monitoreada. Los transectos podrían ser cortos, de 100 m de largo, o extenderse hasta por ejemplo 500 m. No es requisito que los transectos dentro de un bosque tengan todos el mismo largo, pero sí es necesario saber con exactitud su longitud.

En el caso de sitios con mucha hojarasca, será necesario removerla del transecto. Cuando se comparan dos o más sitios hay que procurar que los transectos se encuentren sobre tipos de suelos parecidos, de modo que se incremente la posibilidad de que las diferencias encontradas en la impresión de huellas entre transectos se deban a diferencias en la abundancia de mamíferos. Puede considerarse también utilizar los sitios de paso de personas, senderos, o caminos de tránsito de maquinaria, como transectos, debido a la facilidad que brindan estos sitios para poder encontrar huellas de animales. Cabe mencionar sin embargo, que en estos sitios se tienden a registrar un mayor número de huellas debido a que algunas especies se habitúan a caminar por estos lugares.

Por supuesto, durante las evaluaciones de huellas pueden registrarse datos de avistamientos y vocalizaciones de especies de mamíferos y aves de interés. Las condiciones del sitio, como hemos discutido, pueden algunas veces hacer que se registren pocas huellas, haciendo que el método de registros visuales y auditivos sea la mejor opción de muestreo. También, las aves de tamaño mediano y grandes no pueden ser muestreadas a partir de las huellas impresas. Durante la validación de campo de esta Guía, llevada a cabo por Pinelo y Radachowsky (2003), un rango de grupos incluyendo mamíferos terrestres, monos, pavas, loros (Psittacidae) y aves de presa (Accipitridae) fueron muestreados en los transectos, registrándose huellas impresas (las cuales fueron escasas), heces, avistamientos y vocalizaciones (ver subsección 6.5.). La determinación de los grupos a muestrearse, en un plan de monitoreo dado, debe ser hecha partiendo de la experiencia de un especialista.

En cada evaluación se debe proceder a recorrer cada transecto a un paso lento (aproximadamente a 1.5 km. hora⁻¹) y contar e identificar las huellas impresas y otros rastros de la presencia de animales (p.e.

heces y plumas). Será necesario registrar también la distancia, con respecto al inicio del transecto, en la que fue encontrada la huella o rastro, para evitar tomar el mismo dato en evaluaciones sucesivas (podría considerarse también la posibilidad de borrar los rastros una vez que hayan sido registrados). Deben diferenciarse, a través de listados, las especies registradas que son amenazadas por la cacería, de las especies que no lo son. En caso de no poder identificar una huella en el sitio, se deberá proceder a preparar un molde de yeso con la huella e identificarla utilizando literatura apropiada, o a través de consultas con personas experimentadas. Para el conteo de huellas se debe proceder de la siguiente manera: las huellas de animales que cruzan el sendero deben considerarse como una observación, lo mismo que las huellas de animales que siguen el transecto. En el caso de especies gregarias como saños y chanchos de monte (p.e. *Tayasu pecari*, *Pecari tajacu*) y pizotes (*Nasua narica*), se deben contar un grupo de huellas como una sola observación.

El observador deberá anotar las especies de mamíferos y aves observadas o escuchadas a lo largo de los senderos al mismo tiempo que los recorre para las evaluaciones de huellas, sin salirse del transecto. Las observaciones visuales y auditivas normalmente incrementarán el número de registros permitiendo de esta manera una mejor comparación entre las áreas manejadas y de referencia, especialmente bajo condiciones en las que es difícil hallar huellas.

Análisis de datos – Proponemos calcular por bosque un índice de abundancia por especie, dividiendo el número de observaciones (huellas u otros rastros de la presencia de animales, más avistamientos y registros auditivos individuales) por el largo de un transecto dado. Los datos deben ser reportados en forma separada para cada especie individual; por ejemplo, el número promedio de observaciones/km de transecto por sitio de estudio, usando el transecto como la unidad muestral.

Utilice los procedimientos descritos en la Sección 6 para las comparaciones entre las áreas manejadas y de referencia. El número promedio de observaciones por especie por unidad de largo del transecto es la variable recomendada para el análisis.

Note que del mismo modo que se pueden establecer los efectos del manejo sobre algunas especies importantes de mamíferos y aves, los datos podrían permitir analizar las abundancias de las especies amenazadas por la cacería, lo cual podría ser utilizado como un indicador indirecto del impacto que la cacería tiene sobre estas especies.

Tema 2.2. Especies directamente impactadas por las operaciones de manejo

La cosecha de madera y la aplicación de tratamientos silviculturales impactan directamente las poblaciones de especies a las cuales se dirigen tales operaciones. Esto es, las especies maderables extraídas y las especies no comerciales cuyas abundancias son reducidas por el tratamiento silvicultural para favorecer el crecimiento de los árboles de futura cosecha. A esto deberá sumarse el tratamiento de corta de lianas para evitar caídas múltiples o daños de árboles durante el aprovechamiento y para reducir la competencia por luz a nivel de dosel.

Algunas especies maderables comercialmente valiosas son claramente susceptibles al declive de sus poblaciones por la cosecha, y representan por tanto un aspecto potencialmente importante para el monitoreo. El Anexo D ofrece lineamientos para la identificación de estas especies. Las especies comerciales de dosel o de dosel intermedio no son vulnerables a sufrir de reducciones en abundancia y por tanto a modificaciones de la estructura poblacional debido al tratamiento silvicultural.

En el caso de las lianas, la respuesta de la comunidad a las intervenciones de manejo se ve condicionada por dos factores principales –la corta y la regeneración. Los lineamientos de buena práctica para el aprovechamiento de los bosques tropicales normalmente establecen una necesidad de cortar las lianas antes de un aprovechamiento, ya que ellas, si forman conexiones físicas entre las copas de los árboles, pueden provocar un aumento de los daños al rodal durante la tala (resulta irónico que en esta época de “producir conservando”, la misma corta de lianas no se considera un impacto potencial negativo al bosque).

Algunas especies maderables comercialmente valiosas son claramente susceptibles al declive de sus poblaciones por la cosecha, y representan un aspecto potencialmente importante para el monitoreo

Es evidente, entonces, que el manejo del bosque podría reducir la abundancia y la diversidad de especies de lianas. Por otra parte, la mayoría de las especies de lianas son probablemente demandantes de luz, y su regeneración puede ser favorecida por los disturbios del aprovechamiento.

El impacto neto del manejo sobre la comunidad de lianas dependerá parcialmente del balance entre las pérdidas debido a las intervenciones de manejo y el reclutamiento en los claros provocados. Sin embargo, pueden perderse individuos grandes y viejos mientras que todos los reclutas post-aprovechamiento serán pequeños y jóvenes. En este sentido, A.H. Gentry (comunicación personal con los autores de esta Guía, marzo de 1993) consideró que las lianas grandes de dosel superior son de edad mayor a los árboles que las sostienen, y que constituyen el indicador fisionómico individual más claro de la existencia de condiciones de bosque maduro. Ejemplos de tales lianas son: *Bauhinia* spp., *Dolioscarpus* spp. y *Entada gigas* en la Ecorregión Bosque Húmedo del Atlántico de Centroamérica.



Lianas grandes y especies de árboles cosechados susceptibles al declive de poblaciones
Mensajes claves para el monitoreo

- Resulta lógico suponer que entre las especies de un bosque manejado para producción de madera, las más impactadas son aquellas donde se concentra la cosecha o la aplicación de tratamientos silviculturales.
- Las lianas de diámetros grandes, típicas de bosques primarios libres de perturbaciones drásticas recientes, pueden ver dramáticamente reducidas sus poblaciones o ser del todo eliminadas.
- De este grupo de especies potencialmente impactadas, destacamos a las especies arbóreas cosechadas susceptibles al declive de sus poblaciones y las lianas que son cortadas para reducir los impactos de la cosecha, o como tratamiento para mantener el crecimiento de árboles potencialmente cosechables.
- Para tales especies, los tamaños y estructuras poblacionales pueden ser drásticamente modificados por el manejo, por lo que recomendamos la aplicación de medidas para reducir los impactos del manejo, y en algunos casos, su monitoreo.

Indicador 2.2.1. Tamaños de poblaciones y estructuras poblacionales de especies de árboles cosechados susceptibles al declive poblacional.

Tiempo de recuperación:	no se aplica		
Tipo de parcela:	permanente	√?	Temporal X
¿Muestreo especial?:	√?		
¿Estratificar el muestreo?:	√		
Integrar el muestreo con:	Inventarios forestales, estudios de crecimiento y rendimiento, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, y de especies vegetales		
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años		

Metodología – Proponemos monitorear la dinámica poblacional de las especies de árbol susceptibles al declive por el aprovechamiento (ver Anexo D), con el propósito de determinar si se están produciendo o no declives poblacionales, y en caso afirmativo tomar medidas correctivas. En otras partes de esta Guía (p.e. en la Sección 3, en la subsección 5.1.2 y en la discusión de las metodologías para el indicador 1.2.1), hemos enfatizado en las dificultades que pueden encontrarse en el monitoreo de algunos indicadores de plantas. Antes de considerar el monitoreo de este indicador tome en cuenta lo siguiente:

1. Una gran proporción de las especies de árboles de los bosques húmedos tropicales, incluyendo muchas especies comerciales, tienen una baja abundancia (normalmente < 1 individuo ha⁻¹, ≥ 10 cm de dap).

2. La baja abundancia es una de las características que hace que una especie de árbol sea potencialmente susceptible al declive de su población si sus individuos son cosechados (ver Anexo D).
3. Una baja abundancia también significa que deben muestrearse grandes áreas si se desea obtener una muestra lo suficientemente grande de individuos para detectar cambios en los tamaños poblacionales.

Las circunstancias que deben considerarse para el monitoreo de una especie de árbol cosechada, que se asume es susceptible al declive de sus poblaciones, deben ser las mismas que las identificadas para el Indicador 1.2.1. Estas son:

1. La especie es suficientemente abundante en parcelas permanentes de medición.
2. En el caso de especies de baja abundancia, los recursos disponibles son adecuados para el muestreo en áreas grandes (quizás porque se han obtenido fondos especiales de instituciones científicas o académicas).
3. La condición de una especie hace que el monitoreo sea un requisito si se considera su cosecha –por ejemplo, si la especie ha sido identificada como de Alto Valor para la Conservación para la UMF, o si se encuentra en alguna categoría que requiera de medidas para su protección, o al menos para la mitigación de los impactos humanos sobre sus poblaciones, tal como ocurre con los apéndices de CITES).

Si el monitoreo de especies de árboles susceptibles al declive de poblaciones se piensa llevar a cabo, debe utilizar los procedimientos descritos para el indicador 1.2.1. Recomendamos un dap mínimo de medición de 5 cm, o incluso menor, dado que, en términos generales, cuanto menor sea el tamaño mínimo para las mediciones, más rápidamente se pueden establecer las tendencias poblacionales.

Análisis de datos - La determinación de la dinámica poblacional para las especies susceptibles se establecerá con base en la siguiente ecuación:

$$N_{\text{actual}} = N_{\text{anterior}} + R - M;$$

Donde N = número de individuos en un periodo dado, R = individuos reclutas y M = individuos muertos por el aprovechamiento y por causas naturales.

La comparación entre bosques manejados y bosques de referencia se establecerá de acuerdo con los valores que muestra la ecuación, y debe ser realizada para toda la población y para clases de tamaño individuales. Utilice los procedimientos descritos en la Sección 6 para las comparaciones entre bosques.

Indicador 2.2.2. La abundancia de especies de lianas grandes.

Tiempo de recuperación:	no se aplica		
Tipo de parcela:	permanente	√?	Temporal X?
Muestreo especial?:	√?		
¿Estratificar el muestreo?:	√		
Integrar el muestreo con:	inventarios forestales, estudios de crecimiento y rendimiento, monitoreo de otros indicadores de estructura y composición, y de especies vegetales		
Frecuencia del muestreo:	cada 3-5 años		

Metodología- Este es otro indicador cuyo monitoreo puede ser costoso si las plantas de interés tienen una baja densidad dentro del bosque (ver subsección 5.1.2, y los perfiles de las metodologías para el muestreo de los indicadores 1.2.1 y 2.2.1). Si este indicador va a ser muestreado utilice los procedimientos descritos para el indicador 1.2.1 para el registro de individuos de lianas.

Análisis de datos- Puede establecerse la densidad de lianas grandes por unidad de muestreo, unidad de área, así como los estimados de la abundancia por especie, utilizando nombres comunes o morfoespecies. Utilice los procedimientos descritos en la Sección 6 para comparar las áreas manejadas y de referencia.



Tema 2.3. Grupos indicadores de perturbación

Una adecuada base de información científica relacionada con la respuesta ecológica de ciertos grupos faunísticos al aprovechamiento de madera en bosques tropicales ha sido desarrollada en los últimos años. Este es el caso de las aves y de los grupos de invertebrados, mariposas y escarabajos estercoleros. El conocimiento de los efectos que la intervención del bosque produce en estos grupos a nivel de comunidad, poblaciones de especies y gremios ecológicos hace que puedan ser utilizados como indicadores de impactos relacionados con las operaciones de manejo.

Las aves, al igual que los mamíferos terrestres, constituyen un importante elemento de conservación. De las aves es reconocida ampliamente su importancia en el mantenimiento de funciones ecológicas claves dentro de ecosistemas forestales como la diseminación de semillas, y en menor medida, la polinización. Alrededor de un 40-50% de las especies de árboles en los bosques húmedos tropicales tienen semillas dispersadas principal o exclusivamente por aves.

Las relativamente bien entendidas relaciones de las aves con la diversidad de hábitats estructurales y microambientales constituye una de las causas de su alta diversidad en bosques tropicales; de ahí que se utilicen mucho como grupo indicador de la respuesta del ecosistema forestal a la perturbación provocada por el aprovechamiento de madera.

Alrededor de un 40-50% de las especies de árboles en los bosques húmedos tropicales tienen semillas dispersadas principal o exclusivamente por aves

En un bosque existen sitios definidos de explotación de recursos por parte de las aves. Estos son el dosel del bosque, el interior del bosque y el borde del bosque. Las especies de aves utilizan sitios característicos, y en algunos casos muestran una alta especificidad a la hora de explotar sus recursos, teniéndose amplios gremios como aves del dosel, aves del interior del bosque y aves del borde.

Los bordes naturales ocurren en claros grandes provocados por la caída de árboles y en orillas de riachuelos y generalmente presentan vegetación herbácea a nivel del suelo y lianas más arriba. En estos sitios abundan las plantas que proveen de alimento a las aves adaptadas a tales hábitats. Uno de los efectos que las operaciones de manejo pueden tener sobre la comunidad de aves es el incremento en la abundancia de especies adaptadas a hábitats abiertos, como es el caso de las aves del dosel y del borde, esto debido al aumento en la proporción de claros con respecto a los bosques no intervenidos.

Dependiendo de la intensidad de la intervención, los procesos ecológicos como los descritos en los párrafos anteriores pueden provocar incrementos en la riqueza total de especies de aves en bosques manejados, comparado con la comunidad perturbada. Sin embargo, debe quedar claro que como en el caso de las especies de árbol (Indicador 1.3.1), desde el punto de vista de conservación, la composición de la comunidad es a menudo más importante que su riqueza de especies. Diferentes gremios de aves del bosque responden de distinta manera a la perturbación causada por el manejo, y algunas, como las aves del sotobosque², tienden a ser negativamente afectadas aun en situaciones en que la riqueza de especies puede incrementarse de manera general. Las aves insectívoras del sotobosque, por ejemplo, tienden a ser altamente especializadas en sus comportamientos de forrajeo. Algunas de ellas requieren un sotobosque abierto, como el de un bosque no perturbado, para forrajear, o tienen un comportamiento sedentario, y no son capaces de cruzar claros debido a su adaptación a las condiciones sombreadas y húmedas del sotobosque. Al mismo tiempo, las abundancias y la diversidad de especies de aves nectarívoras y frugívoras pueden incrementarse en bosques perturbados por la actividad humana.

De los grupos de insectos propuestos en esta Guía para su monitoreo - escarabajos estercoleros y mariposas -, las mariposas son las más conocidas en cuanto a su biología, y han sido ampliamente utilizadas en estudios sobre biodiversidad y calidad de hábitat en bosques tropicales.

Los dos grupos responden a variaciones ambientales locales. En el caso de las mariposas, factores como la luz y la sombra afectan los patrones de vuelo y la oviposición de numerosas especies. El grado

2 Aves que viven cerca del piso del bosque, a una altura no mayor de 5 m.

de exposición de las larvas hace que sean más o menos vulnerables a la depredación y a la deshidratación. La heterogeneidad ambiental local causada por la dinámica natural de la perturbación del bosque constituye uno de los factores más importante en la determinación de la diversidad de especies de mariposas. Algunas especies del bosque tropical son muy sensibles a los disturbios, especialmente a los incrementos en la entrada de luz hasta el suelo, que promueven el crecimiento de las plantas de sotobosque. Un aumento en la luz y en la heterogeneidad ambiental conduce a veces a un rápido incremento en la diversidad de especies, con un cambio marcado en la composición.

Los estudios demuestran que en los bosques aprovechados hay a menudo una mayor riqueza y una mayor abundancia relativa de especies de sitios abiertos en comparación con los bosques no perturbados, y a menos que la intensidad de perturbación sea muy alta, las mariposas características del bosque original se mantienen sin cambios aparentes en cuanto a composición y diversidad. Esto hace que los bosques aprovechados muestren a veces una mayor riqueza y diversidad de especies de mariposas que los no aprovechados. Independientemente de los cambios de abundancia y diversidad, una UMF con una relativa alta abundancia de individuos de especies de sitios abiertos, refleja niveles considerables de perturbación, y puede, algunas veces, ser importante y relevante monitorear la evolución de esta tendencia en el tiempo.

El grupo de especies de escarabajos colectivamente conocidos como escarabajos estercoleros, incluye muchas especies con requerimientos de hábitat especializados. Por ejemplo, algunas especies de los bosques tropicales difícilmente entran en áreas abiertas o clareadas, y, a las zonas clareadas llegan nuevas especies, provocando cambios composicionales que se deben básicamente a requerimientos microambientales específicos.

En el caso de los escarabajos estercoleros resulta también probable que la composición de la comunidad está íntimamente relacionada con la presencia de otros organismos que les proveen de alimento. Si ocurrieran reducciones en las abundancias de los mamíferos y otros vertebrados en bosques perturbados, o se diera el caso de extinciones locales, la disponibilidad de alimento –las heces– para los escarabajos puede también disminuir, lo que ocasionaría reducciones en la abundancia y diversidad de algunas especies de escarabajos. Las relaciones estrechas entre los escarabajos estercoleros y los vertebrados pueden hacer que sean utilizados como indicadores indirectos del estado de las poblaciones de animales superiores dentro del bosque.

Aves, mariposas y escarabajos estercoleros Mensajes claves para el monitoreo

- *Las aves y las mariposas constituyen grupos diversos, bastante estudiados y conocidos en términos de las relaciones de las características de sus comunidades con los factores de hábitat y la perturbación. Las aves son un elemento importante para la conservación.*
- *Las características de la comunidad de aves y mariposas en bosques tropicales como riqueza, diversidad y composición están estrechamente relacionadas con la variedad de hábitats estructurales y microambientales.*
- *El manejo para la producción de madera puede causar cambios en la comunidad de aves y mariposas a través de su efecto en la estructura y composición de la vegetación, y también a través de alteraciones en el microclima, afectando de forma directa e indirecta los recursos de los cuales estos grupos dependen (por ejemplo, los cambios en el florecimiento y fructificación de las plantas y, en el caso de las aves, los cambios en la abundancia de insectos).*
- *Los escarabajos estercoleros y las mariposas tienen en común una respuesta clara de su composición a cambios microclimáticos provocados por la perturbación del bosque. Estos grupos pueden utilizarse como indicadores de cambios ambientales generalizados ligados a las operaciones de manejo, proveyendo una medida ►*



- ▶ *directa de la respuesta de grupos animales, además de la indirecta que proveen las variables estructurales del bosque.*
- *Los escarabajos estercoleros también pueden responder a variaciones en la disponibilidad de heces de vertebrados. Su relación con la fauna vertebrada del bosque es, por tanto, potencialmente directa. Este grupo podría emplearse como un indicador del estado de la fauna superior del bosque.*

Indicador 2.3.1. La composición de la comunidad de aves

Metodología – Recomendamos monitorear la comunidad de aves utilizando la técnica de puntos de conteo (PC). Esta consiste en permanecer de pie en algún punto del bosque y registrar avistamientos y vocalizaciones de individuos presentes dentro de un radio de 35 m. Un tiempo de diez minutos podría utilizarse para el registro de aves en cada PC. Es recomendable establecer una distancia mínima de 50 m entre CP; resulta más conveniente establecer CP a lo largo de transectos dentro del bosque que han sido utilizados para otros propósitos de muestreo. Cada ave debe ser identificada ya sea por nombre científico o nombre común. El muestreo deberá realizarse al amanecer, durante el período de mayor actividad de las aves. Se recomienda muestrear aves entre las 05:45 a las 09:00 horas y en condiciones de buen tiempo (sin lluvia y con alta radiación). Se recomienda realizar muestreos múltiples en el tiempo (por lo menos 4 al año), tratando de abarcar períodos de la estación lluviosa y seca.

El número y la longitud de los transectos estarán determinados según el tamaño del bosque a evaluar

El número de PC por bosque puede variar; sin embargo recomendamos que este no sea inferior a 6 por bosque por día de observación. En cada período de muestreo a lo largo del año, se pueden monitorear aves durante 3-4 mañanas.

Análisis de datos – El muestreo descrito podría permitir determinar las abundancias absolutas y relativas de aves por especie y por gremio, en bosques manejados y bosques de referencia. Utilice los procedimientos descritos en la Sección 6 para las comparaciones tomando los PC o los transectos como la unidad muestral, refiriendo la información tal como se presentó anteriormente para la interpretación de resultados.

Indicador 2.3.2. La composición de la comunidad de mariposas³

Metodología- Recomendamos el monitoreo de las familias que son bien conocidas tanto en su taxonomía como en su ecología: Papilionidae, Pieridae y Nymphalidae, tal como las define De Vries (1987). Riodinidae, Lycaenidae y Hesperidae pueden presentar dificultades considerables en la identificación, especialmente las últimas dos familias, y deberían por tanto no ser monitoreadas. Los observadores pueden aprender a distinguir individuos a partir de estas familias. Para apoyar la identificación de mariposas en el campo, recomendamos utilizar las láminas a color que vienen en los libros como el de De Vries (1987).

Muestreo - Proponemos establecer en las áreas manejadas y en las áreas de referencia, transectos de 250 m -500 m. Cada transecto deberá estar ubicado de manera tal que se eviten influencias de ambientes diferentes al que se desea evaluar; así por ejemplo, la distancia mínima a los bordes de los bosques fragmentados o bosques adyacentes a áreas agrícolas debe ser idealmente de 200-300 m. También deberá haber una distancia mínima de 200 m entre cada transecto a fin de que sean independientes entre sí. La dirección de los transectos no es relevante mientras las distancias mínimas se mantengan.

El número y la longitud de los transectos estarán determinados según el tamaño del bosque a evaluar. Es ideal que se establezcan cuantos quepan. Si las áreas a ser muestreadas son grandes, se debe establecer un número de transectos que sea manejable desde el punto de vista logístico, y se deben distribuir de manera tal que el rango de variación ambiental dentro del bosque sea muestreado.

Las evaluaciones de mariposas deberán realizarse entre las 09:00 y las 13:00 horas en días con condiciones climáticas como las descritas para aves (Indicador 2.3.1). Un mínimo de 15 horas de

³ Los protocolos para los indicadores 2.3.2 y 2.3.3 fueron escritos por *Nai Koa Aguilar-Amuchastegui (Ph.D. student Natural Resources Sciences, University of Nebraska-Lincoln)*.

muestreo bajo estas condiciones, por bosque, podría ser necesario para generar datos representativos. Cada transecto deberá ser evaluado por espacio de una hora, cada día, caminando a una velocidad constante. Dos evaluadores registrarán y contarán todos aquellos individuos que pasen frente a ellos, o dentro de un margen de 10 metros a cada lado de la línea base del transecto. No se deberá observar hacia atrás. Los individuos de especies desconocidas deberán, en lo posible, ser capturados para efectos de identificación y posterior registro (*sólo en caso de no lograr una identificación confiable en campo se colectará el individuo*). Aquellos que no se logren identificar y/o capturar se registrarán como “desconocidos” asignando una referencia de morfotipo que permita identificarlo en caso de lograrse alguna captura posterior.

Análisis de datos – Al igual que para las aves, las especies de mariposas pueden ser asignadas a gremios para el análisis, tales como aquellas propias de sitios abiertos, especies dependientes del bosque (aquellas reportadas solo en bordes o al interior del bosque)⁴ o generalistas (que se encuentran en un amplio rango de hábitats, como zonas abiertas, cultivos, plantaciones, o dentro del bosque). La gran diversidad de especies a menudo encontrada hace que el análisis a nivel de gremio sea más informativo con relación al monitoreo de los impactos del manejo, esto a menos que una especie particular sea de interés.

Como en el caso de las aves (Indicador 2.3.1), usted pueden determinar las abundancias absolutas y relativas de las mariposas por especie y por gremio, tanto en bosques manejados como de referencia. Utilice los procedimientos descritos en la Sección 6 para las comparaciones, tomando el transecto como la unidad de muestreo, refiriendo la información tal como fue presentada anteriormente para la interpretación de resultados.

Indicador 2.3.3. La composición y abundancia del gremio de escarabajos estercoleros (Scarabaeinae)

Metodología. El muestreo de los escarabajos estercoleros puede ser llevado a cabo a lo largo de transectos, igual que en el caso de mariposas. Si bien estos insectos son generalmente conocidos como “escarabajos estercoleros”, son un grupo que muestra una amplia gama de dietas. Algunas especies son coprófagas, otras necrófagas y otras son omnívoras: consumen todo tipo de estiércol y materia animal y vegetal en descomposición. Por eso, cuando se evalúan las especies presentes dentro de una unidad de manejo forestal, es necesario tener una “batería” de cebos con el fin de cubrir los diferentes tipos de dieta. La experiencia muestra que el pescado podrido y el estiércol de cerdo son buenos cebos para atraer escarabajos.

El muestreo de los escarabajos se deberá llevar a cabo durante 7 días en cada área evaluada. A lo largo de los transectos se ubicarán, de forma equidistante, 10 a 20 trampas de caída cebadas de manera alternada con:

- 1 Material animal en descomposición (preferiblemente pescado o calamar).
- 1 Estiércol de animal (preferiblemente omnívoro).

Cada trampa deberá estar ubicada en un lugar donde no reciba mucho sol a fin de evitar que el cebo se seque demasiado o que la lluvia o la escorrentía lo inunden. Es ideal poner una hoja grande de alguna planta como protección (Figura 5.1).

Cada trampa deberá ser revisada cada 24 horas a fin de colectar los individuos capturados hasta ese momento y renovar el cebo.

Los especímenes colectados deberán ser colocados en bolsas plásticas resistentes, con alcohol al 70%, y debidamente etiquetadas, con el número de transecto, número de trampa y tipo de cebo, a fin de permitir un mejor análisis de los resultados obtenidos. La mejor forma de hacerlo es con un trozo de papel escrito a lápiz al interior del recipiente.

4 Mucha de esta información puede hallarse en libros especializados.

Se pueden determinar las abundancias absolutas y relativas de las mariposas por especie y por gremio, tanto en bosques manejados, como de referencia

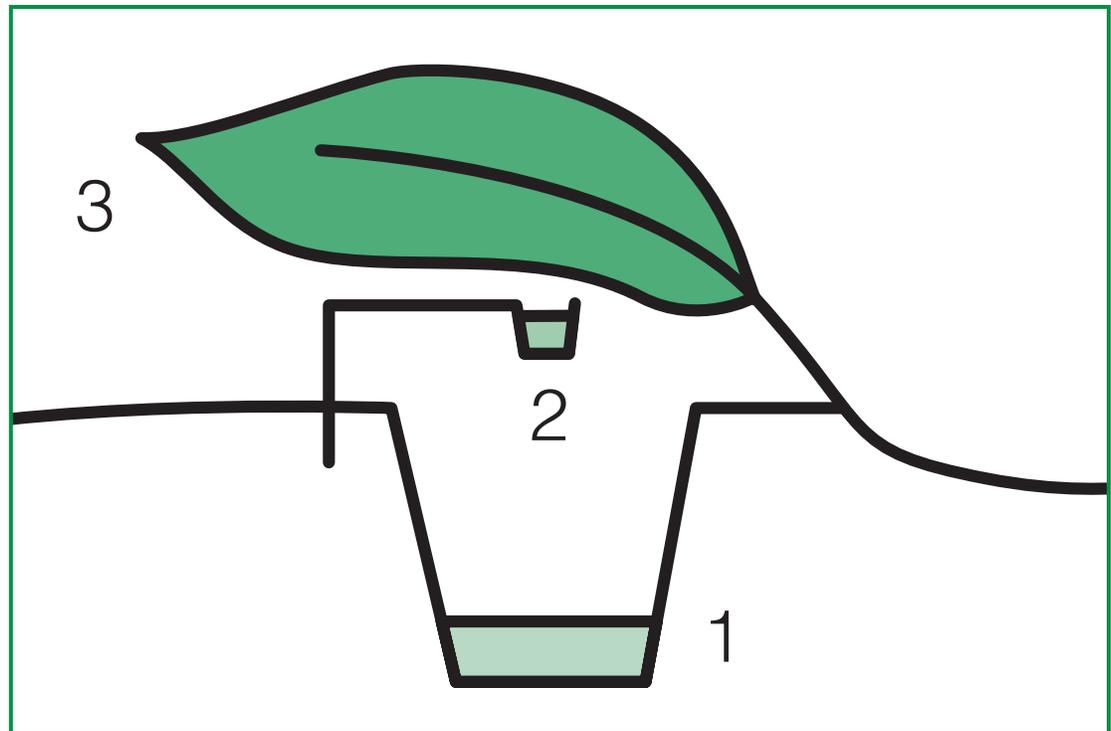


Figura 5.1

Trampa de caída usada para atrapar escarabajos:
 1. Agua con jabón.
 2. Cebo; 3. Hoja para proteger la trampa del sol y la lluvia.

Procesamiento de las muestras - Los especímenes colectados deberán ser separados por morfotipo a fin de establecer cuáles y cuántos de cada uno fueron colectados por trampa y transecto. Para los especímenes más pequeños puede ser útil disponer de una o dos lupas de 10X. Es ideal también elaborar una colección de referencia en una caja que será usada para la identificación de las especies mediante el uso de claves (para muchas especies de Centroamérica, las claves se encuentran disponibles en el sitio web del Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio, Costa Rica): www.inbio.ac.cr).

Análisis de datos – El análisis de datos, como en el caso de las mariposas y escarabajos, utiliza los transectos como la unidad de muestreo y aplica los procedimientos descritos en la Sección 6. Existe menos información de los requerimientos de hábitat y de los requerimientos alimenticios en el caso de los escarabajos que para las mariposas. ■

Dimensión	Tema	Indicador	Tiempo de recuperación*
El filtro grueso: estructura y composición de rodales.	1.1 Estructura horizontal y vertical.	1.1.1 El área basal del rodal.	Intermedio - tarde
		1.1.2 La abundancia de árboles, total y por clases de tamaños.	Total ≥ 10 cm de dap: temprano - intermedio ≥ 60 cm de dap: Tarde
		1.1.3 La apertura del dosel en el sotobosque.	Temprano
		1.1.4 La estructura vertical del bosque.	No aplica
	1.2 Otros elementos claves de estructura.	1.2.1 Las poblaciones de especies de lianas y árboles que juegan un papel clave en la sobrevivencia de especies animales amenazadas o en peligro de extinción.	No aplica
		1.2.2 La composición y abundancia de palmas.	No aplica
	1.3 La composición de especies de árboles.	1.3.1 Abundancias y estructuras poblacionales de especies arbóreas dependientes de bosque.	No aplica
Respuesta de especies.	2.1 Mamíferos y aves medianos y grandes.	2.1.1 La abundancia de mamíferos y de especies de aves de tamaño mediano y grandes.	No aplica
		2.2 Especies directamente impactadas por las operaciones de manejo.	2.2.1 Tamaños de poblaciones y estructuras poblacionales de especies de árboles cosechados susceptibles al declive poblacional.
		2.2.2 La abundancia de especies de lianas grandes.	No aplica
	2.3 Grupos indicadores de perturbación.	2.3.1 La composición de la comunidad de aves.	Nectarívoras: temprano, insectívoras: intermedio - tarde
		2.3.2 La composición de la comunidad de mariposas.	Declive de especies de sitios abiertos: temprano.
		2.3.3 La composición y abundancia del gremio de escarabajos estercoleros (Scarabaeinae).	No aplica

*Modificado de Ghazoul y Hellier (2000). Ver también Sección 6, subsección 6.4.

Cuadro 5.4

Indicadores propuestos para el monitoreo ecológico de BAVC, y la categoría según el tiempo de recuperación a que pertenecen.

SECCIÓN 6



Muestreo, umbrales y activadores



¿Qué encontrará en esta sección?

El establecimiento de límites entre un cambio aceptable y uno inaceptable hace la diferencia entre el monitoreo como una simple recolección de información y el monitoreo como herramienta útil de manejo. En esta Sección ofrecemos una guía para establecer esos límites, a los cuales llamamos umbrales, y para decidir qué umbrales debemos aplicar en una UMF determinada para activar una respuesta de manejo, en caso de que sean alcanzados. Después de algunas ideas básicas respecto al enfoque general adoptado, le brindaremos algunas propuestas para definir umbrales y activadores.

6.1 INTRODUCCIÓN

Esta Guía presenta un enfoque básico para el monitoreo basado en un “filtro grueso” –la estructura y composición del rodal–, con aspectos de respuestas de especies enfocadas en aquellos casos que se consideren necesarios; por ejemplo, cuando una especie particular o grupo de especies se identifica como de Alto Valor para la Conservación para el bosque en cuestión (Sección 3, Sección 5). Hemos enfatizado que la definición de límites entre cambios aceptables y no aceptables es un paso esencial en el desarrollo de un programa de monitoreo que es parte integral del manejo adaptativo (Secciones 2 y 4). En esta Sección discutiremos cómo llevar a cabo este paso esencial. Primero presentamos un enfoque general y discutimos algunos aspectos básicos del planeamiento del muestreo para el monitoreo de unidades de manejo forestal. Luego nos basamos en el conocimiento existente de aspectos estadísticos del muestreo, así como del entendimiento ecológico de la respuesta de los bosques tropicales a las operaciones de manejo para el establecimiento de umbrales y activadores. Ambos son valores de indicadores, definidos en la Sección 4, que se usan para fijar límites entre un cambio aceptable y uno no aceptable y para identificar situaciones en las cuales puede ser necesaria una respuesta de manejo.

Con base siempre en nuestro enfoque básico de umbrales y activadores, tomemos también en cuenta otros dos aspectos. Primero, los estándares y el conocimiento científico relacionados con los umbrales y activadores para el monitoreo continuarán desarrollándose a través del tiempo. No hay duda de que nuestro enfoque pueda mejorarse. Parte del manejo adaptativo consiste precisamente en aprender acerca del programa de monitoreo y mejorarlo, a partir de la experiencia y la nueva información. Segundo, los umbrales y activadores pueden mejorarse mediante proyectos de investigación simples. Los estudiantes universitarios, por ejemplo, podrían determinar niveles de cambio en los indicadores producidos bajo aprovechamiento de impactos reducidos, y los patrones de recuperación post-perturbación de las especies y atributos estructurales usados como indicadores. Es importante planificar para progresar de los enfoques actuales hacia métodos que se basan en un mayor nivel de experiencia e información.

6.2. LAS METAS Y OBJETIVOS DEL MONITOREO, E IDEAS SOBRE EL MUESTREO PARA ALCANZARLAS

6.2.1. Introducción

Esta Guía ha sido construida a partir de la premisa de que el monitoreo tiene como meta determinar la ocurrencia, tamaño, dirección e *importancia* de los cambios que se dan en el bosque (Sección 1, subsección 1.1.1). La evaluación de la importancia de los cambios – el punto clave de todo el proceso de monitoreo - se realiza con base en valores de umbrales y activadores, determinados por los interesados en el manejo del bosque (Sección 4). La determinación de dichos valores probablemente no sea un proceso exclusivamente científico. Una vez determinados, sin embargo, el muestreo y el análisis utilizados para comparar los bosques manejados y los de referencia deben ser lo más científicamente rigurosos posible dentro del contexto de una operación de manejo forestal. El grado de confianza estadística que puede usted tener en los resultados es un elemento clave de este rigor y depende del diseño de su muestreo. En esta subsección ofrecemos primero algunas metas genéricas y objetivos para el monitoreo que esperamos lo orienten en la lectura del resto de la Sección. Luego identificaremos algunos puntos básicos importantes para el muestreo de unidades de manejo forestal dentro del enfoque del monitoreo ecológico, usando un ejemplo del Departamento del Petén de Guatemala.

6.2.2. La meta y objetivos

Es esencial que cada manejador del bosque y científico involucrado en el monitoreo piense cuidadosamente acerca de las metas y objetivos del monitoreo. Si usted está leyendo esto y no está seguro de sus metas y objetivos, las ideas básicas de la Sección 2 de la Guía podrían ayudarlo. Sin embargo, dada la sospecha de que las metas y los objetivos pueden ser similares en muchos casos, sugerimos los siguientes como un punto de partida. Ellos orientan la posterior discusión en esta Sección acerca del diseño de muestreo, los umbrales y activadores, y esperamos que puedan serle útiles a aquellas personas que diseñan los programas de monitoreo.

La evaluación de la importancia de los cambios se realiza con base en valores de umbrales y activadores, determinados por los interesados en el manejo del bosque

Meta: Comprender como el manejo cambia las características ecológicas del bosque para así ser capaces de adaptar las prácticas de manejo, tomando en cuenta las condiciones ecológicas cambiantes, las necesidades de los grupos interesados y la necesidad de mitigar o eliminar los impactos negativos indeseables.

Objetivos:

- 1- Determinar cómo las operaciones de manejo cambian las características ecológicas del bosque en términos de un conjunto de parámetros de vegetación y de fauna asociada seleccionados como indicadores, en todos los tipos de bosque sujetos a manejo y bajo todas las prácticas de manejo implementadas.
- 2- Determinar si los cambios observados en los valores de los indicadores exceden los valores establecidos como umbrales y activadores, y alertar a las personas responsables del planeamiento y ejecución de las operaciones de manejo si esto ocurre.

6.2.3. Aspectos del diseño de muestreo para el monitoreo de unidades grandes de manejo forestal

6.2.3.1 Aspectos generales

Algunas unidades de manejo forestal (UMF), quizás la mayoría en los trópicos, necesitan ser subdivididas para el planeamiento y ejecución del manejo. Muchas UMF contienen más de un tipo de bosque, cada uno con una particular estructura y composición y a menudo asociado con condiciones particulares de sustrato. El buen manejo forestal incluye la identificación y el mapeo de estos tipos de bosques, lo que a menudo involucra la estratificación de inventarios para obtener información más confiable de las características de los bosques, y puede incluir la identificación y la implementación de operaciones de manejo específicas para ciertos tipos de bosques – por ejemplo, con relación a las técnicas de arrastre o tratamientos silviculturales. Además, con respecto a la subdivisión por tipo de bosque, el bosque usualmente se divide en áreas o compartimientos que podrían ser cosechados en diferentes tiempos. Los planes de manejo pueden identificar compartimientos anuales o quinquenales para la cosecha, por ejemplo.

La subdivisión de la UMF con base en las características del bosque y el período de tiempo en que la cosecha podría ser ejecutada tiene claras implicaciones para el monitoreo:

Primero, cada tipo de bosque podría tener sus características particulares, tal y como lo enfatizamos en la Sección 5, y en consecuencia el monitoreo debería estratificarse con relación al tipo de bosque en la misma forma que los inventarios son a menudo estratificados. Esto es ciertamente el caso para los indicadores de estructura y composición del rodal y para las respuestas de especies de plantas, y podría también ser requerido para el monitoreo de especies animales.

Segundo, dentro de un tipo de bosque determinado, el muestreo en una o en un pequeño número de áreas cosechadas debe ser representativo del resto del área del tipo de bosque dentro de la UMF. Tome en cuenta un ejemplo muy sencillo. Un plan de manejo divide una UMF de 20000 ha cubierta por un solo tipo de bosque en compartimientos de cosecha anual de 1000 ha y propone un ciclo de corta de 20 años. Podrían las 1000 ha cosechadas en el primer año de ejecución del plan de manejo ser representativas de las 1000 ha cosechadas en el periodo de tiempo de 20 años, y quizás distanciadas algunos kilómetros entre sí?. Usted debería hacerse esta pregunta, pero es claro que el supuesto básico del monitoreo es que las áreas muestreadas le informan respecto a la respuesta de otras áreas similares. Así, un supuesto básico del monitoreo en nuestro ejemplo sería que las respuestas de los indicadores en el compartimiento de cosecha del año 1 – al cual llamaremos compartimiento 1 – son representativas de sus probables respuestas en los otros diecinueve compartimientos de la UMF. Por consiguiente, cualquier cambio en las técnicas de manejo sugeridas sobre la base de los resultados del monitoreo en el compartimiento 1 debería ser aplicado a todos los otros compartimientos. Aunque esto podría no

Es necesario estratificar el monitoreo dentro de una Unidad de Manejo Forestal, de modo que se consideren los diferentes tipos de bosques presentes

parecer correcto para algunos lectores, si este no fuera el caso, entonces el monitoreo y el manejo adaptativo podrían no ser posibles.

¿Existen circunstancias en las cuales se debería de considerar que los resultados del monitoreo de una área no son aplicables a otra área a pesar de que el tipo de bosque es el mismo? ¡Si! Aquí brindamos al respecto algunos ejemplos. A lo largo de las décadas cubiertas por los ciclos de corta en bosques tropicales, los cambios en las condiciones de mercado pueden hacer que haya un incremento marcado en las intensidades de cosecha. Como el bosque responde al manejo y la intensidad de su respuesta se relaciona marcadamente con la intensidad de corta, podría ser necesario transferir el enfoque del monitoreo a los compartimientos aprovechados bajo el nuevo régimen de perturbación, que ha cambiado de acuerdo con los cambios en las condiciones de mercado. El monitoreo de áreas previamente aprovechadas podría detenerse si esto ocurre. Es también posible que el manejo avance de un enfoque “cortar y salir” a emplear tratamientos silviculturales post-cosecha. Tal cambio representaría un cambio marcado en el régimen de perturbación, y usted podría variar el énfasis de su programa de monitoreo para enfocarlo sobre este nuevo régimen.

Existen circunstancias en las cuales los resultados del monitoreo de un área no son aplicables a otra, a pesar de que el tipo de bosque es el mismo

6.2.3.2. Un ejemplo de Mesoamérica

Para analizar algunas implicaciones concretas de las ideas discutidas en la subsección anterior, tomemos como ejemplo el caso de la Concesión de Manejo Forestal Comunitaria Chosquitán, una UMF de tamaño medio ubicada en el Departamento del Petén, Guatemala. La concesión es operada por la Sociedad Civil Laborantes del Bosque que está constituida por la comunidad rural dotada del derecho de usar la concesión, con asistencia técnica de la ONG guatemalteca, Naturaleza para la Vida (NPV).

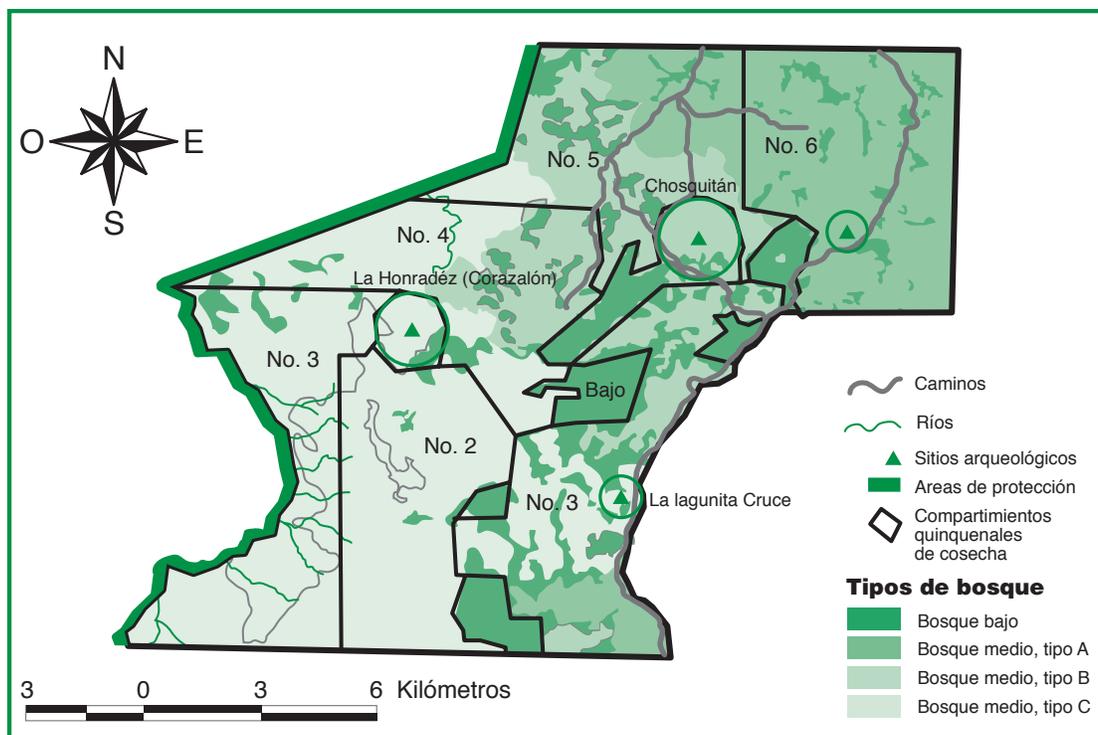
Chosquitán cubre 19390 ha de bosque húmedo tropical de tierras bajas dentro de la Ecorregión Bosque Húmedo de Tehuantepec (Dinerstein *et al.* 1995). Está bordeada por otras áreas boscosas: el Parque Nacional Río Azul, un corredor biológico y las Concesiones de Manejo Forestal Comunitarias Río Chanchich y Las Ventanas (ver mapa en Figura 6.1). El plan de manejo de NPV sirve como un excelente punto de partida para la ejecución del inventario y el monitoreo al identificar cuatro tipos de bosque en Chosquitán, a partir de la altura del dosel del bosque y las condiciones de sustrato. El bosque con altura del dosel bajo (“bosque bajo”) no tiene potencial comercial y mucho de este es excluido de las áreas de cosecha (Figura. 6.1). El bosque con altura del dosel medio (llamado “bosque medio”) se divide en tres tipos de bosque a partir de las características de humedad del sustrato y del grado de intervención previa.

Aparte de la subdivisión en tipos de bosque, la UMF se divide en seis compartimientos de cosecha quinquenales, cada uno dividido en compartimientos anuales de aproximadamente 450 ha. Se propone un ciclo de corta de treinta años. Como es la norma para el manejo forestal sostenible, algunas áreas dentro del bosque medio son apartadas de la cosecha para propósitos de reducción de impactos. Un total de 180 ha son asignadas para la protección del Río Azul y las áreas donde la concesión limita con el parque nacional del mismo nombre. Además, unas 700 ha son protegidas para que funcionen como amortiguadoras de los sitios arqueológicos considerados como de gran importancia para el desarrollo del ecoturismo en la zona (Figura 6.1).

Como hemos discutido en la subsección anterior, el diseño de muestreo para el monitoreo de las operaciones de manejo del bosque en Chosquitán debería permitir la evaluación de impactos en diferentes subdivisiones de la unidad de manejo forestal. Específicamente, se necesita muestrear:

- 1 Cada tipo de bosque sujeto a cosecha.
- 1 Áreas dentro del mismo tipo de bosque sujetas a intensidades de cosecha significativamente diferentes y/o tratamientos silviculturales.

Por supuesto, las áreas de referencia dentro de los bosques no perturbados también necesitan ser halladas y muestreadas.

**Figura 6.1**

Localización de la Concesión Comunitaria de Manejo Forestal Chosquitán en el Departamento del Petén, Guatemala, y las características generales de la concesión que son relevantes al diseño de muestreo para el monitoreo ecológico. Fuente: NPV (1999).

Tomando en cuenta las anteriores generalidades para el diseño del muestreo, sugerimos adoptar la meta y los objetivos que ya hemos definido para el monitoreo ecológico en esta UMF. Después de adoptar la meta y los objetivos, y de estudiar cuidadosamente la información para la UMF de Chosquitán, se deberían tomar en cuenta los siguientes puntos para el diseño de un programa de monitoreo.

Los tipos de bosque están muy desigualmente distribuidos entre los compartimientos de cosecha. Muchos de los bosques que serán cosechados durante los primeros 20 años del manejo –en los compartimientos quinquenales 1-4– pertenecen al tipo de bosque C (Cuadro 6.1). Áreas significativas de los tipos de bosque A y B, por otro lado, no son alcanzadas hasta los 20 – 25 (compartimiento 5) y 15 – 20 años (compartimiento 4), respectivamente. La presencia de algunas áreas de los tipos de bosque A y B en el compartimiento 1, sin embargo, hace que el monitoreo por tipo de bosque pudiera ser implementado en este compartimiento, al menos para los aspectos de estructura y composición del rodal, y para la respuesta de especies de plantas, y sugiere que, para el tiempo de cosecha en que se alcanzan grandes áreas de estos tipos de bosque, puede ser construida una base de datos a largo plazo sobre las respuestas al manejo.

Los compartimientos de cosecha anual deberían ser tratados como áreas separadas para propósitos de muestreo. Cada compartimiento de cosecha es una área discreta para el muestreo y como un punto básico deberían distribuirse parcelas de muestreo a través de diferentes compartimientos –diseños de muestreo completos deberían ser implementados dentro de un compartimiento dado–. Sin embargo, en situaciones donde los compartimientos anuales son relativamente pequeños, como es el caso de Chosquitán, puede ser difícil muestrear adecuadamente algunas respuestas de especies animales, especialmente de grandes especies con un rango amplio de acción. En este caso, sugerimos formar áreas de muestreo compuestas usando compartimientos anuales sucesivos.

Las áreas de referencia pueden hallarse, ya sea dentro de las áreas de la concesión establecidas para la cosecha, o en tierras vecinas aledañas. Un principio básico del monitoreo utilizando esta Guía es que los cambios ecológicos observados en las áreas cosechadas deben compararse con aquellos en las áreas de referencia no cosechadas, e idealmente, con las condiciones anteriores a la cosecha dentro de las áreas cosechadas. ¿Dónde se podrían ubicar las áreas de referencia para el monitoreo de la concesión

Los cambios observados en las áreas cosechadas deben compararse con aquellos en las áreas de referencia no cosechadas

Chosquitán? El plan de manejo de NPV establece solamente áreas muy pequeñas para la protección dentro de la concesión y debido a sus ubicaciones – cercanas a los ríos, en los límites entre la concesión y un parque nacional, y alrededor de sitios arqueológicos – es importante cuestionarse si ellas son lo suficientemente representativas para utilizarlas en el muestreo para las comparaciones con las áreas cosechadas. La probable necesidad de utilizar otras áreas como referencia conlleva muchas interrogantes y opciones.

- 1 ¿Podría el plan de manejo de Chosquitán incluir áreas más grandes de bosque ubicadas fuera de las áreas de protección y situadas de modo que sirvan como áreas de referencia representativas?.
- 1 ¿Pueden encontrarse las áreas de referencia dentro de las áreas protegidas vecinas – el Parque Nacional o el Corredor Biológico? Si es así, ¿podrían los manejadores de la concesión Chosquitán y de las otras dos concesiones que colindan con esta – Las Ventanas y Río Chanchich – planear en forma conjunta y utilizar las mismas áreas de referencia de modo que se ahorren recursos?.
- 1 ¿Podrían obtenerse datos de referencia adecuados para el primer ciclo de corta en las áreas de muestreo diseñadas para la cosecha en el periodo de tiempo de treinta años en el plan actual de manejo?. Por ejemplo, veinticinco años o más de datos de referencia pueden ser generados para el tipo de bosque A a través del muestreo del compartimiento quinquenal 6 a partir del primer año de manejo. De la misma forma, datos de más de 20 años pueden ser obtenidos del compartimiento 5 para el tipo de bosque B y más de quince años de datos para el tipo de bosque C en el compartimiento 4. La desventaja de este enfoque es que una vez que las operaciones de cosecha alcanzan el área a ser usada como referencia, esta deja de funcionar como área de referencia y ningún dato de referencia puede ser obtenido en forma simultánea con los datos para el bosque cosechado.

Las respuestas a estas interrogantes requerirían una mirada de cerca a las características específicas de la UMF, pero cualquiera de las opciones podría ser adecuada desde el punto de vista del monitoreo.

Cuadro 6.1.
Compartimientos
quinquenales de cosecha
para la concesión
Chosquitán, Petén,
Guatemala (ver también
Figura 6.1).

Compartimiento	Período de tiempo para la cosecha (períodos quinquenales del plan de manejo)	Tipos de bosques representados
1	1 – 5	A, B, C
2	6 – 10	C
3	11 – 15	C
4	16 – 20	B, C
5	21 – 25	A, B
6	26 – 30	A

6.3. UMBRALES Y ACTIVADORES

6.3.1. Ideas básicas

Una de las ideas más simples e importantes respecto al establecimiento de umbrales y activadores es que, con excepción del área basal y la densidad del rodal (Indicadores 1.1.1 y 1.1.2), los cuales discutiremos más adelante, actualmente no existe una fuerte base científica para el establecimiento de valores numéricos específicos para grados aceptables de cambio para muchos valores de indicadores. Los científicos han hecho un buen trabajo en documentar algunas de las respuestas del bosque a los impactos humanos y en desarrollar protocolos de muestreo para el monitoreo; sin embargo, ellos no han puesto mucha atención a la necesidad de determinar cuánto del cambio es aceptable. Una de las razones para esto es probablemente la dificultad del problema: ¿cuáles serían los criterios objetivos para la determinación de un cambio aceptable? No existe una respuesta obvia a esta pregunta. Los valores numéricos específicos de umbrales y activadores pueden no ser ampliamente aplicables a cualquier caso, debido a la considerable variación que existe de un lugar a otro, y a lo largo del tiempo, en las

características ecológicas de los bosques. Además, los juicios de valor, los intereses de ciertos grupos de personas y las metas específicas del manejo y conservación de un sitio tienden casi siempre a jugar un papel importante en este elemento del monitoreo. Así, el criterio científico podría probablemente no ser el único que se quiera tomar en cuenta.

La ausencia de un criterio científico para la determinación de niveles aceptables de cambio está particularmente relacionada con la gran variabilidad natural de los valores de los indicadores. Para especies de lianas, palmas y árboles, por ejemplo, esta variación en la abundancia de un lugar a otro es una de las características más obvias de los bosques tropicales naturales. A menudo esta variabilidad se relaciona con la variación en las condiciones de suelo, pero también a menudo, pueden existir muchos otros factores relacionados, incluyendo eventos aleatorios. Es también muy probable que las abundancias de árboles, palmas y lianas varíen en el tiempo, aun si el bosque no ha sido drásticamente perturbado. Sin embargo, tal variación no ha sido bien documentada debido al tiempo de vida largo de los organismos involucrados. Es claro, por otro lado, que las abundancias de las especies cambian marcadamente a través del tiempo durante la sucesión del bosque que sigue a las perturbaciones drásticas.

De forma similar, la abundancia de animales puede fluctuar dramáticamente en el tiempo, y con frecuencia varía entre áreas. Factores como cambios en la cantidad de lluvia, o en la producción de frutos, semillas o flores en un área, pueden influir en la abundancia de las poblaciones de animales. Además, las interacciones ecológicas entre diferentes especies de animales y plantas, como predación, competencia y parasitismo, tienen gran influencia en la abundancia de ciertas especies; estas interacciones son, algunas veces, altamente complejas y difíciles de predecir. Eventos aleatorios pueden también influir en la abundancia de especies. Por otra parte, algunos sitios pueden albergar en forma natural poblaciones más grandes que otros, debido a diferencias en las condiciones físicas, como condiciones de suelo o microclima, o diferencias en las comunidades de plantas, o en la productividad primaria del área.

El efecto acumulativo de todos estos factores hace que la abundancia de especies a menudo difiera en el tiempo (de un año a otro en animales, por ejemplo) o en el espacio (de un rodal a otro para el caso de una especie de palma), por razones ajenas a las actividades de manejo del bosque. El desafortunado resultado de esta gran variabilidad en la abundancia de especies de plantas y animales es que algunas veces resulta difícil determinar que cambios son provocados por el manejo y cuales resultan de otros factores. Algunos estudios publicados acerca de la influencia de la perturbación de los bosques tropicales sobre las comunidades o especies animales individuales, por ejemplo, muestran claras diferencias solo al comparar sitios con regímenes de perturbaciones muy diferentes, como bosques no perturbados y bosques secundarios jóvenes. Pareciera que esto ocurre precisamente porque la perturbación debe ser muy drástica – probablemente mucho mayor que la perturbación asociada con un aprovechamiento de impacto reducido - para obtener una señal clara de la influencia de este factor, frente a todos los demás factores mencionados que tienen una influencia en las comunidades y especies animales.

Debido a que no hay una base científica obvia para la determinación de grados aceptables de cambio, y debido a la gran variabilidad natural de los valores de indicadores, hemos adoptado el enfoque de establecer umbrales y activadores según lo expuesto en los siguientes párrafos.

6.3.2. Determinación de los valores de umbrales

Debido a la variabilidad encontrada en las características de las comunidades y en el número de animales y plantas, es importante incluir dos estrategias de muestreo en un programa de monitoreo para establecer valores de umbrales y activadores: **1)** muestreo en el tiempo, **2)** uso de sitios de referencia (control). El muestreo en el tiempo es fundamental en todo monitoreo. La pregunta que el monitoreo plantea en bosques certificados es “¿Qué proporción del cambio en un área se debe a las actividades de manejo?”. El monitoreo requiere establecer los valores de los indicadores antes de que las operaciones de manejo inicien, y luego comparar los números o tendencias después de que el manejo se pone en marcha. Pero, como se dijo antes, las fluctuaciones pueden ser causadas por muchos factores ajenos al manejo forestal; por lo tanto, es posible encontrar grandes cambios en los valores del indicador en una sola área, sin que que esto tenga relación con el manejo. El problema es determinar con certeza la influencia del manejo

La ausencia de criterios científicos para la determinación de niveles aceptables de cambio se relaciona con la gran variabilidad natural de los valores de los indicadores

en los cambios observados. Por eso es que el uso de sitios de referencia es tan importante en esta evaluación de las influencias del manejo y en la definición de umbrales y activadores. *Los cambios en los valores del indicador en un área manejada se consideran como resultado de las actividades de manejo solo cuando se demuestra que tales cambios son importantes para la variación observada en los sitios de referencia* (ver Figura 6.2). Como resultado, nuestros valores de umbrales se basan en datos recolectados en sitios de referencia.

Figura 6.2

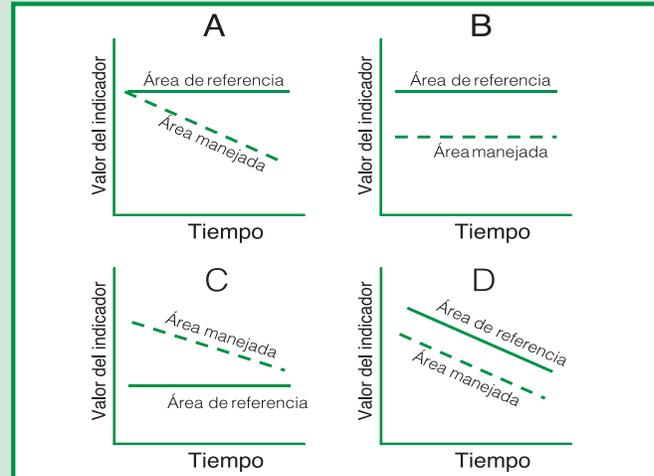
Cuatro ejemplos hipotéticos de posibles resultados del monitoreo; todos los ejemplos asumen que el monitoreo empezó antes de que se iniciaran las actividades de manejo y se continuó después.

A) *Este es el caso más simple donde el valor del indicador en el área de referencia y en el área de manejo es igual antes del manejo, y las actividades de manejo provocan una disminución de este valor.*

B) *En este caso, aunque el área manejada tiene un menor valor del indicador que el sitio de referencia, la diferencia relativa a través del tiempo permanece igual.*

La conclusión lógica en este caso sería que aunque el área manejada no es tan buen hábitat como el sitio de referencia, el manejo no influyó en el valor del indicador.

C) *En este caso, el área manejada parece ser un hábitat natural mejor que el área de referencia, pues el valor del indicador es mayor en el área manejada tanto antes como después del manejo. Sin embargo, con relación al área*



de referencia, el valor del indicador en el área manejada disminuyó después del manejo. La conclusión lógica sería que el manejo provocó tales cambios.

D) *El valor del indicador disminuyó a través del tiempo en ambos sitios. Suponemos que el área de referencia no ha sido indirectamente afectada por las operaciones de manejo, por lo tanto, tales cambios no han sido causados por el manejo.*

La estrategia básica que usamos para establecer los valores de umbrales se basa en la comparación del cambio en los valores del indicador observado en un área después del manejo, y la cantidad de variación que podría esperarse si no hubiera manejo. Desafortunadamente, no es posible determinar con un 100% de certeza qué cantidad del cambio habría ocurrido en un lugar determinado si no hubiera manejo, pero podemos usar los sitios de referencia para tener un estimado aproximado de esa variación. Nuestros valores de umbrales usan información de los sitios de referencia y se basan en dos supuestos fundamentales: **1)** los valores del indicador en los sitios de referencia no reciben una influencia directa o indirecta de las actividades de manejo (puede que este no sea el caso cuando los sitios de referencia se encuentran próximos a las áreas de manejo); **2)** aparte de los cambios que resultan del manejo, los sitios de referencia y los manejados están sujetos a cambios ecológicos y físicos parecidos (puede que este no sea el caso cuando los sitios de referencia están muy lejos de los manejados, o cuando presentan comunidades ecológicas diferentes). Por ello, sugerimos tres posibles enfoques para establecer los valores de umbrales. De los tres enfoques, el 1 se basa en la variación estadística de los sitios de referencia y provee mayor rigor estadístico (hay que recordar que el rigor estadístico no es una consideración académica – este denota un rigor respecto a la detección de los efectos del manejo, y puede hacer que su operación sea certificada o no lo sea, o que sus resultados lo lleven o no a modificar sus planes de manejo, privándolo quizás de las ganancias). Como consecuencia, consideramos que con un muestreo adecuado es preferible implementar este enfoque. Sin embargo, el enfoque 1 requiere muestreos intensivos para obtener estimados confiables de la variación en los sitios de referencia, y por ello reconocemos que el nivel requerido de muestreo podría no ser factible en muchas operaciones forestales tropicales. De ahí que presentamos otros dos enfoques que no dependen de mediciones de la variación estadística.

Un aspecto relevante a todos los enfoques es que se debe tomar en cuenta la tendencia en el área de referencia además de la variación. Está claro que, por ejemplo, el valor del indicador en el área de referencia puede aumentar o bajar, pero es la misma variación asociada que define los umbrales. Las conclusiones en cuanto al impacto de manejo, sin embargo, serían muy diferentes con base en la interpretación de la tendencia en el área de referencia (Fig 6.2.).

Enfoque 1: Determinación de los valores de los umbrales. *Establecimiento de umbrales a partir de la variación estadística en los sitios de referencia.* Este enfoque se basa en la idea de que un cambio aceptable en una característica de interés en un sitio manejado (tal como la abundancia de especies de árbol susceptibles a declinar sus poblaciones, o la composición de aves – ver Indicadores 2.2.1 y 2.3.1, Sección 5) puede ser evaluado con base en la cantidad de variación observada para la misma característica en los sitios de referencia a través del tiempo. Esto porque es probable que los cambios tiendan a ocurrir en los sitios de referencia, y para estar seguros de que los cambios observados en el sitio manejado se deben a las operaciones de manejo, hay que decidir si este cambio es mayor que el cambio natural registrado en el sitio de referencia. Sugerimos por consiguiente usar una medición estadística de variación calculada a partir de los datos en los sitios de referencia (la desviación estándar) como medida de la cantidad de variación que podría observarse en el sitio manejado si este no tuviera manejo. Para tomar en cuenta las diferencias potenciales en las condiciones iniciales de los sitios manejados y los sitios de referencia, esta variación debe ser utilizada en función de las condiciones anteriores a la intervención del sitio manejado, esto para establecer valores de umbrales. Los valores de umbrales se calculan con base en la descripción narrativa y la notación matemática que aparece a continuación, y que se ilustra en la Figura 6.3. Este enfoque es similar al tomado por Ghazoul y Hellier (2000).

Umbral de cambio bajo. Un umbral de cambio bajo se alcanza cuando la disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y con relación a los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, excede en una cantidad que corresponde al valor de una desviación estándar del valor promedio del indicador en los sitios de referencia.

Umbral de cambio moderado. Un umbral de cambio moderado se alcanza cuando la disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y con relación a los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, excede en una cantidad que corresponde al valor de dos desviaciones estándar del valor promedio del indicador en los sitios de referencia.

Umbral de cambio alto. Un umbral de cambio alto se alcanza cuando la disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y con relación a los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, excede en una cantidad que corresponde al valor de tres desviaciones estándar del valor promedio del indicador en los sitios de referencia.

Matemáticamente, los valores de los umbrales se pueden representar como

$$T = x - y (s)$$

Donde T es el valor de umbral, x es el estimado del valor del indicador (o el promedio de los valores estimados en varios sitios) en el sitio manejado antes que el manejo iniciara, y es la constante del umbral de cambio, y s es la desviación estándar de los estimados de los valores del indicador en los sitios de referencia. El estimado de la desviación estándar debe calcularse a partir de los datos colectados en múltiples unidades de muestreo en los sitios de referencia a lo largo del tiempo. La constante del umbral de cambio, y , es igual a 1 para umbrales de cambio bajo, 2 para umbrales de cambio moderado y 3 para umbrales de cambio alto.

Hemos escogido este procedimiento para establecer los umbrales porque: **1)** es relativamente simple de calcular y no requiere de gran capacitación en estadística ni acceso a programas estadísticos; **2)** se basa en principios básicos de biometría y teoría del muestreo y **3)** la comparación basada en la variación en los sitios de referencia es consistente con los enfoques modernos de conservación, que promueven el mantenimiento de la variabilidad dentro del rango de variabilidad natural (aunque reconocemos que los sitios de referencia no son, por lo general, una base rigurosa para establecer el rango total de variación natural).

El enfoque 1 de la Guía para el establecimiento de valores de umbrales de cambio propone utilizar la variación estadística de los sitios de referencia

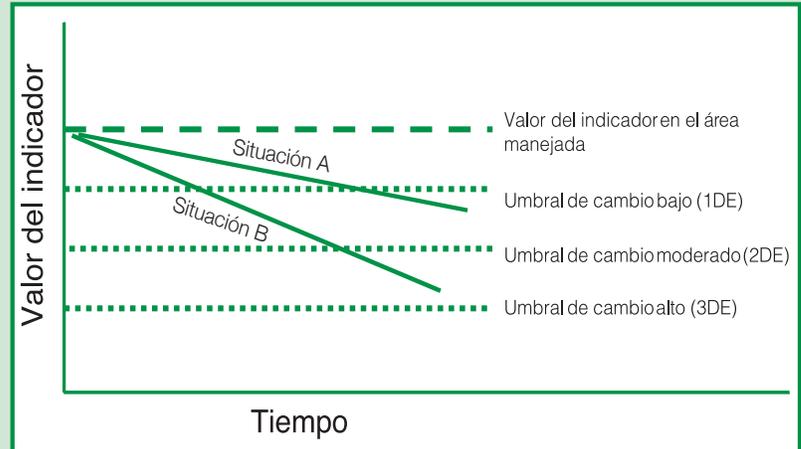


El establecimiento de umbrales basado en la variación estadística en los sitios de referencia requiere un esfuerzo significativo de muestreo

Figura 6.3

Umbrales para el valor del indicador con base en la variación en los sitios de referencia. Los umbrales se basan en un múltiplo de la desviación estándar de los valores del indicador estimados en los sitios de referencia. En la situación A, el cambio del valor del indicador al final del período de muestreo es aproximadamente 1.5 veces la desviación estándar en las unidades de muestreo de referencia.

En esta situación, el cambio excede el umbral de cambio bajo pero no el moderado. En la situación B, el cambio excede el valor moderado, pero no el alto. Si el valor



del activador se pusiera en el umbral de cambio moderado, sería apropiado hacer ajustes en el manejo con la situación B pero no con la situación A.

Enfoque 2: Determinación de los valores de los umbrales. Establecimiento de umbrales a partir de la cantidad absoluta de cambio en los sitios de referencia. Como mencionamos antes, el establecimiento de umbrales basado en la variación estadística en los sitios de referencia requiere un esfuerzo de muestreo significativo en estos sitios para obtener estimados de variación confiables. Mientras que el nivel requerido de muestreo puede ser posible para algunas operaciones forestales de mayor envergadura, muchas operaciones forestales en los trópicos pueden no tener los recursos adecuados para conducir el nivel de muestreo necesario para alcanzar estimados confiables de variación. Como una alternativa, los manejadores pueden basar sus valores de umbrales a partir de la cantidad absoluta de cambio detectado en los sitios de referencia. Para este enfoque, los valores de los umbrales son calculados con base en la descripción narrativa y la notación matemática que aparece a continuación. El enfoque se ilustra en la Figura 6.4.

Umbral de cambio bajo. Un umbral de cambio bajo se alcanza cuando la disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y con relación a los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, excede el cambio en el valor en los sitios de referencia.

Umbral de cambio moderado. Un umbral de cambio moderado se alcanza cuando la disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y con relación a los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, es dos veces mayor que el cambio en el valor en los sitios de referencia.

Umbral de cambio alto. Un umbral de cambio alto se alcanza cuando la disminución en un valor del indicador en un área manejada, en un momento en el tiempo y con relación a los niveles registrados antes de que iniciara el manejo en el mismo sitio, es tres veces mayor que el cambio en el valor en los sitios de referencia.



Matemáticamente, los valores del umbral se pueden representar como

$$T = x - zy$$

Donde T es el valor de umbral, x es el estimado del valor del indicador (o el promedio de los valores estimados en varios sitios) en el sitio manejado antes que el manejo iniciara, y es la diferencia entre el valor anterior al manejo y el valor encontrado cuando los sitios son evaluados en los sitios de referencia, y z es la constante del umbral de cambio. La constante del umbral de cambio, z , es igual a 1 para umbrales de cambio bajo, 2 para umbrales de cambio moderado y 3 para umbrales de cambio alto.

El establecimiento de constantes de umbrales de cambio para umbrales de cambio altos y moderados utilizando el enfoque 2 es arbitrario y no sigue los fundamentos de la teoría del muestreo. Los números provistos parecen razonables para indicadores que exhiben una variación natural moderada a través del tiempo. Estos valores, sin embargo, podrían ser demasiado conservadores y restrictivos para indicadores altamente estables que exhiben muy bajos niveles de cambio a través del tiempo. En estas situaciones, los valores de umbrales podrían ser intolerantes a pequeños impactos del manejo. En contraste, los valores de umbrales basados en este enfoque para indicadores sujetos a altos niveles de fluctuaciones a lo largo del tiempo pueden ser enormes, y la aplicación de estos valores de umbrales pueden resultar en impactos ecológicos inaceptables (tales como la extinción a nivel local de una especie).

Aunque sería deseable tener un único conjunto de valores, los cuales podrían ser aplicados en cualquier situación, es poco probable que esto pueda ser generado. En consecuencia sugerimos que este enfoque sea modificado de acuerdo al conocimiento de la ecología de las comunidades de especies o grupos de especies de interés y sus dinámicas dentro del ecosistema forestal. La consulta a expertos debiera jugar un papel importante en el diseño de cualquier sistema de monitoreo, para asegurar que los lineamientos generales presentados aquí tengan un sentido lógico según el contexto local.

Existen dos “trampas” importantes que deben ser evitadas cuando se usa el enfoque 2. Primero, en situaciones donde hay muy poca variación en los sitios de referencia, los valores de los umbrales basados en esta pequeña cantidad de variación podrían ser también muy pequeños. Como resultado de esto, los manejadores pueden afrontar una situación en la cual un cambio muy pequeño en los valores del indicador en las áreas manejadas podría ser suficiente para activar una respuesta de manejo. Contrario a esto, en situaciones donde hubiera un cambio importante en los valores en las áreas de referencia (lo cual podría suceder en el caso de una especie que exhiba amplios declives poblacionales),

Cuando se monitorean especies de interés especial, el establecimiento de valores de umbrales utilizando el enfoque 3 puede ser particularmente apropiado

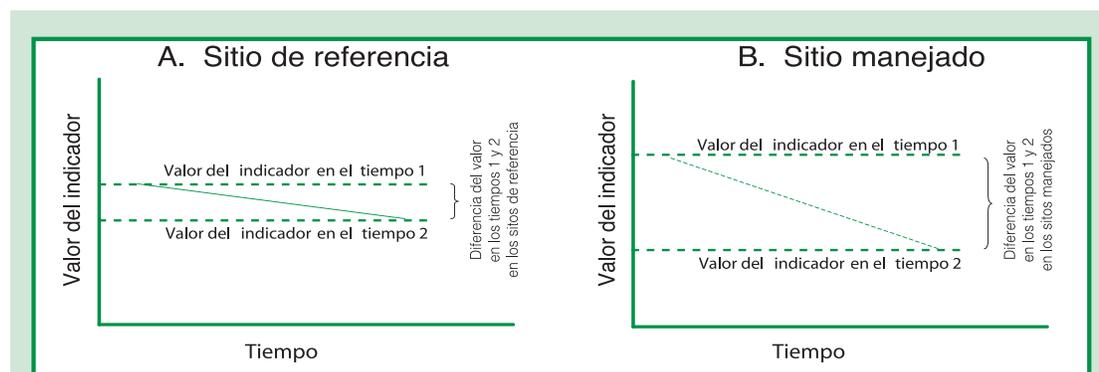


Figura 6.4.

Cálculo de los valores de umbrales basado en la cantidad de cambio en los sitios de referencia. A. Cambio en los sitios de referencia en el tiempo. La cantidad de cambio en el sitio de referencia (la diferencia del valor del indicador en los tiempos 1 y 2) es la base para la determinación de los valores de los

umbrales usando este enfoque; esta diferencia corresponde a la variable y en la ecuación $T = x - zy$. B. La diferencia en el valor del indicador en los tiempos 1 y 2 en el sitio manejado es comparada con el valor del umbral T elegido como activador. Cuando esta diferencia excede el valor del activador, debe procederse a realizar alguna acción de manejo.

aun si ocurrieran grandes cambios en los sitios manejados podrían no ser estos suficientes como para activar una respuesta del manejo. Para reducir o eliminar este problema, sugerimos que el contexto sea considerado en forma cuidadosa cuando se establezcan y evalúen constantes de umbrales de cambio.

Enfoque 3: Determinación de los valores de los umbrales. *Disminuciones aceptables a priori en la abundancia.* Los dos enfoques mostrados anteriormente para establecer umbrales son generales, aplicables a cualquiera de los indicadores sugeridos en esta Guía. Sin embargo, podemos visualizar situaciones donde, por ejemplo, la ecología de una especie o grupo de especies en un área es muy conocida, por lo que es posible el establecimiento alternativo *a priori* de umbrales con niveles de cambio aceptable. Por ejemplo, los umbrales podrían basarse en disminuciones porcentuales

preestablecidas en la abundancia después del manejo (p.e., 10%, 25%, y 50%). Una vez que un conjunto de umbrales y activadores ha sido establecido, los cambios observados en la abundancia pueden ser comparados contra estos valores. Hacemos la observación de que, en ausencia de una adecuada información ecológica, los umbrales como estos pueden ser altamente arbitrarios y pueden no reflejar adecuadamente los patrones naturales de variabilidad. Además, este enfoque no toma en cuenta la variabilidad en los rodales manejados, ni tampoco considera niveles de confianza de los estimados.

Como se discutió en la Sección 3, hay momentos en que las especies individuales son de interés especial porque son endémicas de una región, o son identificadas como raras, amenazadas o en peligro de extinción. Cuando se monitorean especies de interés especial, el establecimiento de valores de umbrales utilizando el enfoque 3 puede ser particularmente apropiado. Así, tales valores para especies de interés especial pueden definirse, por ejemplo, en términos de una tendencia poblacional, reducción de un número determinado de individuos o, en el caso de vertebrados, las parejas reproductivas, o la reducción de un porcentaje de la población; esto en el entendido de que un nivel dado de disminución puede impactar significativamente a las especies. Es probable que los valores de umbrales en estos casos sean altamente específicos, considerando la situación dada, la ubicación y las especies; por eso, procuramos ofrecer lineamientos para establecer umbrales en estas situaciones particulares. Recomendamos consultar con biólogos y representantes de gobiernos locales y ONG, cuando se requiera establecer umbrales en situaciones parecidas.

El uso de valores de umbrales de cambio bajo como activadores, podría ser útil en situaciones donde existe un gran interés por conservar un elemento particular del bosque

Determinación de los valores de umbrales: *el caso del área basal y la densidad del rodal.*

Esta es una variante del enfoque 3, descrito en los párrafos anteriores, e involucra el establecimiento de valores máximos para el porcentaje de reducción del área basal del rodal (Indicador 1.1.1) y la densidad del rodal (Indicador 1.1.2). Consideramos esto válido por dos razones. Primero, estos indicadores representan casos en que el establecimiento de umbrales puede ser efectuado a partir de la información científica y técnica, y segundo, porque en algunos casos, estos valores máximos para el cambio pueden ser menores que los umbrales de cambio alto calculados usando el enfoque 1, de ahí que provee una especie de “medida preventiva” contra la intervención excesiva. La reducción máxima permisible en el área basal es fijada en 50% y para la densidad del rodal, en 20%. Consideramos que estas reducciones deberían solo ser permitidas si se producen por una combinación del aprovechamiento y la silvicultura, siendo las reducciones causadas por el aprovechamiento más conservadoras. Note también que para estos indicadores estructurales, usted debería considerar las tasas en que los valores se recuperan después de la perturbación –estas no deberían ser utilizadas como criterio para mantener las reducciones dentro de los límites aceptables, en el caso de que el proceso de recuperación no ocurra como se espera. Partiendo de la información revisada para esta sección (ver subsección 6.4) así como para el Sección 5, sugerimos que las tasas de recuperación del área basal posterior a la perturbación deben indicar que una plena recuperación ha ocurrido dentro de los 30 años siguientes a la perturbación (la tasa de recuperación es el punto importante, pues indica si los procesos ecológicos relacionados con la productividad del bosque continúan o no operando, esto no aplica en el caso de que haya una cosecha adicional antes de que la recuperación total tome lugar). La recuperación plena de la densidad del rodal debería ocurrir dentro de los primeros diez años después de la perturbación. El razonamiento detrás de estas recomendaciones se encuentra en la subsección 6.4 y en el Recuadro 6.1.

6.3.3. Establecimiento de los valores de los activadores

Recomendamos que en la mayoría de los casos los valores de los activadores se definan con valores de umbrales moderados. Si se usan valores de umbrales bajos para los activadores se podría estar siendo muy conservador. Sin embargo, hay algunas situaciones en que un valor conservador puede ser útil, por ejemplo, cuando existe un gran interés en conservar un grupo particular de especies, o cuando el monitoreo de un grupo de especies puede ser usado como un ‘sistema de alarma temprana’ que activa un monitoreo más extensivo. Los valores de umbrales altos pueden ser activadores adecuados cuando la conservación no es un objetivo prioritario para el indicador que se monitorea, o para el ecosistema forestal en general.

Como anotamos anteriormente, las sugerencias que presentamos deben ser usadas como guías generales y puntos de partida para el establecimiento de valores de activadores y umbrales; puede ser

RECUADRO 6.1**Definición de umbrales para las reducciones permisibles del área basal y la densidad del rodal en operaciones de manejo**

Proponemos establecer las reducciones máximas permisibles del área basal de acuerdo a la experiencia acumulada en la manipulación de la productividad a través de la silvicultura de bosques tropicales. Hemos basado las figuras correspondientes para densidad del rodal a partir de un gran número de datos no publicados a los cuales tenemos acceso. La investigación silvícola en los bosques húmedos tropicales (Dawkins 1958, Finegan y Camacho 1999, Ghazoul y Hellier 1999, de Graaf 1986, Poels *et al.* 1998) sugieren que el máximo incremento en el crecimiento diamétrico de árboles de futura cosecha y la producción del volumen comercial del rodal se logran cuando el área basal se reduce entre un 40 y 60% del valor de referencia en bosques no perturbados. Como este es un cambio substancial, y probablemente un mayor nivel de cambio sea contraproducente en términos de crecimiento del bosque, adoptamos este como el umbral de cambio alto para la reducción del área basal, para el rodal ≥ 10 cm de dap, usando 50% como el umbral exacto para efectos prácticos. La reducción máxima permisible del 20% para la reducción de la densidad del rodal se basa en reducciones que corresponden al 40-60% del área basal. El umbral de densidad del rodal es más bajo porque los tratamientos silviculturales típicos en bosques tropicales remueven una mayor proporción de árboles grandes, que representan unos pocos individuos, pero tienen un efecto desproporcionado en el área basal debido a sus tamaños. El monitoreo debe también examinar la

recuperación del rodal después de la perturbación. Basados en la revisión hecha por Ghazoul y Hellier (1999), proponemos valores de umbrales únicos para las tasas de recuperación post-perturbación del área basal y la densidad del rodal. Estos valores únicos son propuestos a partir del supuesto de que, en términos generales, las tasas de reclutamiento y los incrementos netos en área basal podrían mostrar una relación denso-dependiente positiva a la intensidad de la perturbación, así que, contrario a lo que se esperaría, perturbaciones más intensivas no producen bajas tasas de recuperación.

Como enfatizamos en el Sección 5, el aprovechamiento y los tratamientos silviculturales representan diferentes tipos de perturbación. Reducir el área basal en un 50% solo mediante el aprovechamiento sería mucho más dañino para el bosque y el suelo que si se hiciera solo mediante tratamientos silviculturales. Pensamos, por lo tanto, que las reducciones máximas permisibles para el área basal y la densidad del rodal son solo permitidas si se combina el aprovechamiento y la silvicultura, y donde el tratamiento silvicultural contribuye con al menos el 20% de la reducción del área basal.

Nótese que un área basal promedio del 50% del valor de referencia del bosque no perturbado quedaría probablemente por fuera del rango de variación natural para este parámetro estructural (ver ejemplo en el texto). Creemos que el establecimiento de una reducción máxima permisible fuera del rango de variación natural se justifica por la cantidad de información disponible sobre la respuesta estructural del bosque a la perturbación.

que otros valores de umbrales y activadores sean más apropiados en situaciones específicas. Cuando sea conveniente, le alentamos a modificar los valores sugeridos, mediante consultas con los equipos certificadores o con biólogos.

6.3.3.1. El fondo del asunto: ¿Cuándo se exceden los valores de los activadores en áreas manejadas?

Sugerimos dos enfoques para la comparación de los sitios manejados con los sitios de referencia y la toma de decisiones cruciales respecto a los efectos del manejo en los indicadores: ¿son los cambios observados aceptables o no?. Cualquiera de los enfoques usados para la comparación es válida, sea cual sea el procedimiento empleado para el establecimiento de valores de umbrales. Puede aceptarse como válido, sin embargo, que si su muestreo ha sido lo suficientemente intensivo para permitir el establecimiento de umbrales a partir de la desviación estándar de los valores de los indicadores en las áreas de referencia, usted entonces debería ser capaz de aplicar el primer enfoque, que es más confiable para la comparación. De la misma forma, el establecimiento de umbrales basado en las cantidades absolutas del cambio parece estar más acorde con el segundo enfoque de comparación, descrito abajo, que es menos confiable. Una

realidad que los manejadores y otros grupos interesados deberían analizar cuidadosamente es el hecho de que a menor inversión en el muestreo, los resultados son menos confiables, lo que genera mayor incertidumbre y conflictos respecto a los efectos del manejo sobre el bosque.

Recomendamos usar intervalos de confianza para comparar el cambio en las áreas manejadas para valores de activadores

Uso de intervalos de confianza. Este enfoque, en tanto requiere una alta inversión en el muestreo, es por mucho el más acertado y confiable a la hora de tomar la decisión crucial de si los valores de los activadores han sido excedidos o no en las áreas manejadas. Menores inversiones en un programa de monitoreo, usando la cantidad absoluta del cambio en las áreas de referencia en lugar de la desviación estándar para el establecimiento de valores de umbrales y estimados puntuales para la comparación de áreas manejadas con áreas de referencia (ver más adelante), conlleva el riesgo de que la conclusión alcanzada pueda ser equivocada. Esto es debido al “error de muestreo” y a la variación inherente de los datos ecológicos, que siempre crean incertidumbre respecto a la precisión de los datos colectados. A mayor rigor del enfoque para el muestreo y análisis, mayor será la certidumbre en los resultados obtenidos. Una forma en que los estadísticos han tratado este asunto es recomendando el uso de intervalos de confianza para proveer una medida de la certidumbre de un estimado de un promedio – en nuestro caso, el valor promedio de un indicador. En la medida de lo posible, recomendamos usar intervalos de confianza para comparar el cambio en las áreas manejadas para valores de activadores, pero advertimos que para muchos indicadores, los intervalos de confianza razonablemente pequeños suelen a menudo ser alcanzados solo a partir de la ejecución de intensidades altas de muestreo.

Una razón para recomendar el uso de intervalos de confianza es que ‘el deber de aportar las evidencias’ debería recaer en los manejadores, quienes tienen que demostrar que las actividades de manejo no causan impactos en los recursos de interés. Este es un enfoque conservador, consistente con el principio de precaución que es uno de los cimientos del manejo forestal moderno, especialmente en Bosques de Alto Valor para la Conservación (Anexo A). La aplicación de esta idea significa que si hay una probabilidad razonable de que las actividades de manejo están causando impactos inaceptables en un recurso (tal y como lo muestran los valores de los activadores), entonces, el supuesto debiera de ser que el manejo está causando impactos inaceptables a menos que se demuestre lo contrario con un nivel razonable de confianza.

Para poner este concepto en práctica, proponemos que el manejador calcule el intervalo de confianza (IC) al 95% para el promedio de un indicador en rodales manejados, en un punto en el tiempo después de que iniciaron las actividades de manejo, y compare ese valor con el valor del activador (el valor del activador, claro está, puede ser establecido usando uno de los enfoques presentados anteriormente). El intervalo de confianza al 95% para una variable puede ser calculado como



$$95\%IC = \bar{x} \pm 1.96(ee)$$

Donde \bar{x} es el promedio de la variable de respuesta de interés y ee es el error estándar para la variable. Si la barra del error al 95% traslapa el valor del activador, entonces podemos argumentar que existe una probabilidad razonable de que las actividades de manejo impactan el recurso de manera inaceptable (Figura 6.5). Dicho en otra forma, en una situación como esta el manejador no tiene un 95% de certeza de que las actividades de manejo no causan impactos inaceptables.

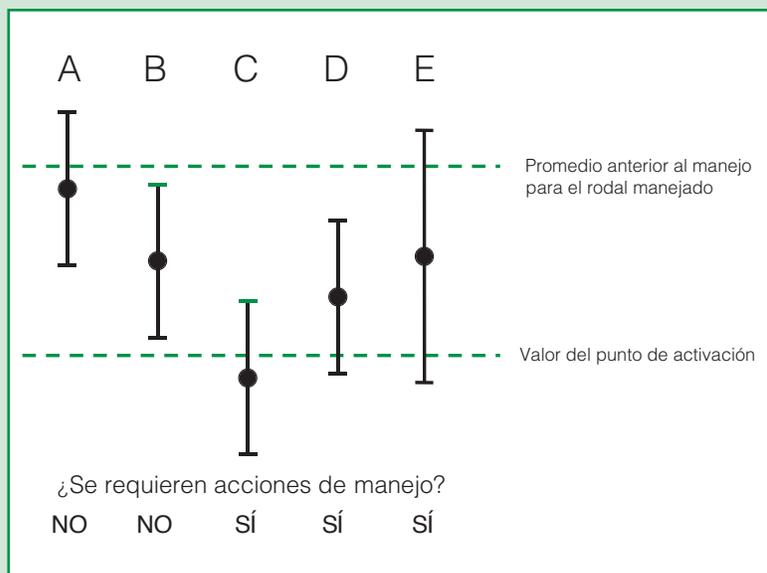
Uso de estimados puntuales. Un enfoque más simple y, como ya hemos indicado, menos confiable para comparar los resultados del monitoreo de las áreas manejadas con los valores de los activadores se basa en el uso de un único valor obtenido del monitoreo. Este valor podría obtenerse del resultado del monitoreo de un solo sitio; sin embargo, fundamentar los resultados del monitoreo a partir de la medición de un solo sitio es peligroso debido a que las diferencias entre sitios a menudo son altas, y esto podría resultar en una señal equivocada de las influencias del manejo. Es preferible basar la comparación a partir de la información colectada en una serie de sitios, y usar algunos resúmenes estadísticos para las comparaciones, tales como el promedio de todos los sitios. Enfatizamos que la desventaja de este enfoque es que no podemos establecer con un determinado nivel de certeza la veracidad del supuesto de que el manejo está realmente causando un cambio inaceptable en un valor del indicador. Usando el enfoque de los intervalos de confianza, si los intervalos de confianza al 95% no traslapan el valor del activador,

A) En esta situación, el promedio en el área manejada es ligeramente menor al promedio en el pre-manejo, pero el intervalo de confianza no sobrepasa el punto de activación. No se necesitan acciones de manejo.

B) El intervalo de confianza en el área manejada no sobrepasa el promedio del pre-manejo, lo que sugiere que el manejo puede haber causado una disminución de este valor. Sin embargo, el intervalo de confianza no sobrepasa tampoco el punto de activación, lo que indica que la disminución está dentro de los límites aceptables y no se requieren acciones de manejo.

C) El valor promedio está por debajo del punto de activación, y el intervalo de confianza no llega al valor del promedio del pre-manejo, lo que sugiere un cambio fuerte e inaceptable en la variable.

D) El promedio en el área manejada está sobre el punto de activación, pero los intervalos de confianza sobrepasan el punto de activación. En este caso, no se puede afirmar con un buen margen de confianza que no se ha sobrepasado el punto de activación, requiriéndose por tanto algunas acciones de manejo. El manejador podría optar por aumentar la intensidad del muestreo en este caso, con lo que disminuirían los intervalos de confianza hasta un punto donde se podría establecer con mayor confianza si el valor excede o no el umbral de interés. Otra posibilidad sería que el



manejador acepte que los datos muestran un impacto probable de nivel inaceptable, y en consecuencia debe proceder a ajustar las actividades de manejo.

E) En esta situación los intervalos de confianza son muy grandes. El hecho de que tales barras sobrepasen el promedio del pre-manejo sugiere que no existe ningún impacto de manejo en la variable. Por otra parte, el hecho de que los intervalos de confianza sobrepasen el punto de activación sugiere que las actividades de manejo podrían causar un impacto inaceptable en el recurso. Dentro de un marco precautorio, el manejador debería elegir el supuesto del impacto a menos que pueda demostrarse con un nivel adecuado de confianza que no existe tal impacto inaceptable. Entonces, al igual que en la situación D, el manejador podría aumentar el muestreo para evaluar de una mejor forma los impactos reales, o bien modificar las actividades de manejo para evitar impactos potenciales.

Figura 6.5

Valores de activadores y variación de la muestra. Esta figura muestra cinco situaciones hipotéticas para demostrar la relación entre la variación de la muestra y los valores de los activadores. En cada situación, el punto representa el valor promedio del área manejada en un mismo momento en el tiempo después de que el manejo iniciara; las barras representan intervalos de confianza al 95% para el promedio, la línea superior representa el valor promedio en el sitio manejado antes de que el manejo iniciara y la línea inferior representa el valor del activador.

entonces los manejadores y otros grupos interesados tienen un grado muy aceptable de certeza de que el valor del activador no ha sido excedido. De igual forma, si los intervalos de confianza traslapan el valor del activador, el grado de certeza de que el activador no ha sido excedido desaparece, para ser reemplazado por una incertidumbre, haciendo evidente que el manejador debería considerar la posibilidad de aplicar en forma inmediata medidas correctivas para que el grado de cambio causado en el indicador sea reducido a niveles aceptables, o bien emprender un muestreo más intensivo para resolver la incertidumbre. Los estimados puntuales, por otro lado, y desde un punto de vista estadístico, son simples números con una base no objetiva que sirven para decidir si ellos difieren o no. Cualquier evaluación de los resultados del monitoreo basado en los estimados puntuales debería tomar en cuenta estas consideraciones. Los manejadores, certificadores y otros grupos interesados deberían considerar si el enfoque es aceptable, en términos de costos, experiencia disponible y la importancia del indicador bajo evaluación – por ejemplo, si el indicador representa un alto valor para la conservación–, debería

dársele prioridad a su adecuada evaluación. Ellos podrían entonces decidir, en caso de que el enfoque sugiera que el valor del activador ha sido excedido, si tomar acciones en respuesta a la incertidumbre de los resultados del monitoreo, o aceptar la necesidad de invertir más en el programa de monitoreo y muestrear más intensivamente.

6.3.4. Establecimiento de umbrales cuando no se tiene información anterior al manejo

Como ya dijimos, debido a las diferencias naturales entre sitios, es muy deseable para la definición de umbrales contar con datos desde antes de comenzar el manejo. Siempre que sea posible, se deberían implementar programas de monitoreo previos. Sin embargo, en algunos casos el monitoreo empieza cuando ya los sitios han sido impactados por el manejo; cuando esto sucede, no hay otra alternativa que suponer que los sitios de referencia son representativos de las condiciones que existieron antes de que se iniciara el manejo. Matemáticamente, en la ecuación dada para definir umbrales, esto significa que x se reemplaza con el valor promedio de los sitios de referencia. Puede que este supuesto sea incorrecto y que la certidumbre en los resultados del monitoreo, en consecuencia, no sea tan definitiva. Por ello, recomendamos en estas situaciones dos caminos a seguir: 1) si no se cuenta con datos anteriores al manejo, el muestreo en los sitios de referencia debe ser particularmente intensivo; con esto podría disminuirse la posibilidad de que uno o dos sitios manejados “anómalos” influyan sobremedida en las decisiones de manejo; 2) sugerimos considerar usar valores de umbrales más conservadores (en otras palabras, umbrales de cambio bajo) al establecer los valores de los activadores.

El monitoreo puede indicar una diferencia entre áreas manejadas y de referencia

6.3.5. Diseño y evaluación en la práctica de programas de monitoreo – aspectos claves del diseño de muestreo –

Si el enfoque estadísticamente más confiable para la determinación de los impactos del manejo es usado en un programa de monitoreo – establecimiento de umbrales a partir de la variación estadística en los sitios de referencia (subsección 6.3.2) e intervalos de confianza para los valores promedio de los indicadores en las áreas manejadas usados para la evaluación de las diferencias (subsección 6.3.3.1) – es muy importante estar consciente de cómo las consideraciones de muestreo pueden influir en los resultados de los programas de monitoreo.

Como punto general, se debe recordar que el monitoreo puede indicar una diferencia entre áreas manejadas y de referencia, aunque tal diferencia no exista en la realidad, y de modo inverso, usted puede concluir que las diferencias existen, cuando de hecho no es así. Dentro del campo del muestreo y diseño experimental para la prueba de hipótesis, estos errores evidentes son llamados errores tipo II y tipo I, respectivamente. Nuestro enfoque estadístico preferido para la determinación de si los valores de los umbrales han sido excedidos o no, no es estrictamente equivalente al enfoque “usual” de prueba de hipótesis –en primer lugar, los procedimientos son menos rigurosos y en segundo lugar, y más importante, mientras la mayoría de las pruebas de hipótesis involucran la comparación de los promedios, nuestro enfoque se basa en la determinación de si los valores del indicador en las áreas manejadas se encuentran o no dentro del rango de variación natural. Pero aun así, conclusiones equivocadas pueden surgir y al igual que en las pruebas formales de hipótesis, su diseño de muestreo puede reducir (o incrementar!) la oportunidad de que eso suceda. Tome en cuenta una cosa más: estas no son consideraciones académicas – los resultados del monitoreo pueden potencialmente afectar el trabajo de cada uno de los involucrados en el manejo de un bosque.

En la Sección 5 (subsección 5.1.2) discutimos algunos puntos básicos respecto a los diseños de muestreo y la sensibilidad de medición, puntos que son bien conocidos por los forestales (debido a que son aspectos fundamentales del inventario forestal), ecólogos y biólogos. Existen algunas formas claras por medio de las cuales el diseño de muestreo puede influir en los resultados del monitoreo y conducir a errores en las conclusiones. Note primero que aunque algunos indicadores son inherentemente más sensitivos que otros (Sección 4, Sección 5), en términos generales, a mayor intensidad de muestreo, menor variación estadística y por lo tanto, las desviaciones estándares son más pequeñas así como los intervalos de confianza asociados con un valor promedio del indicador. En el muestreo de indicadores de plantas, la variación estadística disminuye cuando los tamaños de parcelas se incrementan. ¿Qué

significa esto en términos prácticos? Veamos algunos ejemplos (asuma que estos son tres posibles resultados del muestreo en las mismas áreas):

- 1 Si su muestreo en las áreas de referencia y en las áreas manejadas es de muy baja intensidad, entonces sus valores de umbrales pueden ser muy grandes como para permitir cambios drásticos en los valores de los indicadores, en tanto los intervalos de confianza de las áreas manejadas pueden ser igualmente grandes, lo que hace que usted no pueda tener una idea clara de como el manejo ha afectado al indicador.
- 1 Si la intensidad del muestreo es mayor en las áreas de referencia que en las áreas manejadas, podría significar que, potencialmente, usted está reduciendo los valores de los umbrales arriesgando a alcanzar una baja precisión, y por consiguiente, obteniendo grandes intervalos de confianza, para las áreas manejadas. En general, esto incrementa la oportunidad de que los valores de los activadores sean excedidos y que por tanto los impactos del manejo sean encontrados como inaceptables.
- 1 Si se produce la situación inversa – la intensidad del muestreo es mayor en el área manejada que en el área de referencia –, los intervalos de confianza pueden ser reducidos y los umbrales incrementan, así que es menos probable que los valores de los activadores sean excedidos.

Esta es una muy simple reseña que sirve para demostrar cómo, dependiendo de las distintas situaciones, los resultados del monitoreo pueden ser bastantes diferentes, según como se realice el muestreo. Los manejadores y los certificadores deben prestar mucha atención a estas consideraciones debido a que, aunque no nos guste decirlo, se suele llegar a la conclusión equivocada en forma accidental o con propósitos bien definidos!

6.4. EL TIEMPO DE RECUPERACIÓN ESPERADO PARA LOS INDICADORES DE ESTRUCTURA DEL RODAL

Los valores de todos los indicadores que proponemos medir en esta Guía cambian a través del tiempo. Muchos indicadores proveen información importante sobre la condición del bosque en las áreas manejadas a partir de dos formas. Primero, los indicadores ofrecen un vistazo, en un punto dado en el tiempo, de cómo el manejo puede afectar algún aspecto del bosque. Además, la tasa y dirección del cambio de un indicador en el tiempo pueden también ofrecer información importante sobre la condición del bosque. Para algunos indicadores, se pueden evaluar los cambios en los valores en diferentes periodos de tiempo, y comparar la cantidad del cambio observado con aquella que uno esperaría que ocurra, o con aquella que podría considerarse deseable. Dentro del marco simple de perturbación del bosque y su recuperación, en el cual se basa el manejo del bosque, un aspecto potencialmente útil de información que podemos estimar, es el tiempo requerido por los valores de los indicadores para recuperarse después de la cosecha de madera, hasta alcanzar aquellos valores típicos del bosque no perturbado. Aun cuando una completa recuperación de las características del bosque no perturbado puede que nunca ocurra en las áreas manejadas, el grado de cumplimiento con las expectativas respecto al cambio en los valores de los indicadores representa un criterio importante para el establecimiento de la condición del bosque para muchos indicadores (Ghazoul y Hellier 2000).

Una revisión minuciosa de las tasas de cambio de los valores de un amplio rango de indicadores ecológicos potenciales que son ocasionadas por el aprovechamiento fue realizada hace unos pocos años por Ghazoul y Hellier (1999, 2000). Ghazoul y Hellier propusieron valores aproximados de tasas de recuperación para diferentes indicadores y establecieron amplias categorías de periodos de tiempo en los cuales se espera que los indicadores recuperen los valores dentro del rango observado para bosques no perturbados (ver Cuadro 6.2, donde presentamos algunos ejemplos y la Figura 6.6). Nos referiremos a estos periodos de tiempo como Categorías de Tiempo de Recuperación (CTR – estos fueron originalmente llamados como umbrales críticos de recuperación por Ghazoul y Hellier). Ellos también señalaron que los indicadores en diferentes CTR pueden proveer una serie de controles o señales para la evaluación de la condición del bosque y su recuperación. Como siempre, se debe tomar en cuenta que la evaluación de la recuperación de los indicadores usando este marco está sujeta a consideraciones del grado de variabilidad

Los valores de los indicadores cambian en el tiempo. La tasa y dirección del cambio puede ofrecer información valiosa sobre la condición del bosque

de los valores de los indicadores y de la intensidad de muestreo, tal y como lo enfatizamos es esta sección. El hecho de no alcanzar rápidamente las expectativas para un indicador en la CTR, tal como la apertura del dosel en el sotobosque (Cuadro 6.2.), podría significar, a pocos años de la cosecha de la madera, una señal de impactos indeseables del manejo sobre el bosque, los cuales podrían pasar desapercibidos si el programa estuviera dominado por indicadores con tiempos de recuperación mucho más largos¹.

Cuadro 6.2
Categorías de Tiempo de Recuperación para indicadores ecológicos para el monitoreo de bosques neotropicales manejados para producción de madera (modificado de Ghazoul y Hellier 2000).

Categorías de tiempo de recuperación (CTR)	Años después del aprovechamiento	Ejemplos de esta Guía
Muy temprano	<5	-----
Muy temprano	5-10	Apertura del dosel en el sotobosque (Indicador 1.1.3)
Temprano - medio	10-20	Abundancia de árboles ≥ 10 cm dap (Indicador 1.1.2)
Medio – tardío	20-30	Área basal del rodal > 10 cm dap (Indicador 1.1.1)
Tardío	30-40	Abundancia de árboles ≥ 60 cm dap (Indicador 1.1.2)

En esta Guía, sugerimos adoptar la propuesta de Ghazoul y Hellier para los indicadores de la estructura del rodal, ya que sentimos que su valor es más claramente demostrado para estos. Las CTR son establecidas para estos indicadores en la Sección 5, usando los resultados de la revisión de Ghazoul y Hellier. Consideramos que no deben efectuarse modificaciones automáticas al plan de manejo si los indicadores con CTR temprano no se recuperan en el tiempo esperado – esto podría depender de las razones por las cuales la recuperación ha sido retardada. Sin embargo, el atraso en la recuperación de indicadores con CTR temprano podría ciertamente llevarlo a prestar atención a la recuperación del área manejada y conducirlo a proponer un monitoreo más intensivo de indicadores con otras CTR.

6.5 EJEMPLOS

Pensamos que es útil dar algunos ejemplos de cómo las ideas y los procedimientos que hemos descrito en esta sección pueden funcionar en la práctica, así que discutiremos a continuación ejemplos de su aplicación para el monitoreo, partiendo de los objetivos que aparecen en la subsección 6.2.2. Consideraremos indicadores de filtro grueso e indicadores de la respuesta de especies animales, y el enfoque que usaremos para establecer los valores de los umbrales y para determinar si los valores de los activadores han sido excedidos es el que se basa en la variación estadística, el más confiable de los enfoques que sugerimos. La información proviene de dos estudios de caso, uno de los cuales representa la validación de la Guía realizada en Guatemala por Pinelo y Radachowsky (2003).

6.5.1. Los dos estudios de caso

Primero presentaremos la información básica necesaria para entender los dos estudios de caso.

El primer estudio de caso se utilizará como un ejemplo de monitoreo de la estructura del rodal y proviene de La Tirimbina, una pequeña unidad de manejo forestal localizada en la zona bosque lluvioso de tierras bajas del noreste de Costa Rica. Es uno de los sitios de investigación a largo plazo mantenido en Mesoamérica bajo la coordinación de CATIE, y provee mucha información útil para ilustrar la aplicación de nuestros indicadores. Para lectores interesados, análisis detallados de estos datos han sido publicados, siendo la más reciente publicación la de Finegan y otros (2001).

¹ Los criterios de Ghazoul y Hellier de la evaluación de los tiempos de recuperación se basaron en la comparación de los promedios de las áreas manejadas y de las áreas de referencia, en tanto el enfoque sugerido en esta Guía se orienta hacia la determinación de si los rangos naturales de variación son excedidos. Así como nuestro enfoque es menos riguroso, estadísticamente, que una prueba formal de hipótesis, las categorías del tiempo de recuperación (CTR) de Ghazoul y Hellier son probablemente conservadoras para la aplicación en nuestro marco de trabajo.

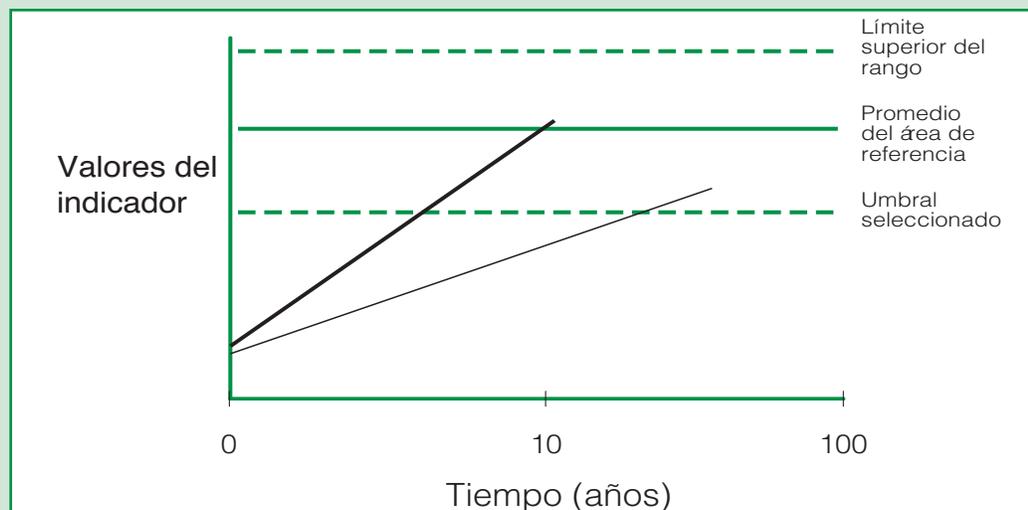


Figura 6.6.

Tasas de recuperación de indicadores en diferentes categorías de tiempo de recuperación (CTR). La figura muestra el valor promedio de un indicador para un área de referencia, el rango de valores encontrados en esa área (representado por un umbral

seleccionado según los procedimientos descritos en la Sección 4), y los patrones de recuperación de los indicadores en dos CTR contrastantes. Note que para algunos indicadores, especialmente para aquellos relacionados con las respuestas de especies animales, el supuesto de que los valores del área de referencia varían poco en el tiempo no es adecuado.

- 1 **Altos Valores para la Conservación (AVC).** Permítanos asumir para bien de este ejercicio, que La Tirimbina ha sido identificada como portadora de Altos Valores para la Conservación bajo las categorías AVC1.3 y AVC1.4, tal como las definen Jennings *et al.* (2002): presencia de Especies Endémicas y el Uso Estacional Crítico del bosque, involucrando migración latitudinal y altitudinal de animales y aves (ver Sección 2).
- 1 **Historia de las operaciones de manejo del bosque.** Este bosque fue aprovechado en forma muy selectiva durante un periodo de al menos 30 años antes de que el manejo fuera implementado en 1990. Un promedio de cuatro árboles por hectárea fueron cortados (diez metros cúbicos por hectárea) en una cosecha de impacto reducido en 1990 y un tratamiento silvicultural (raleo de liberación y refinamiento) fue aplicado en una parte del área.
- 1 **¿Por qué monitorear?.** La intensidad de cosecha dentro de esta UMF en 1990 fue baja y según el criterio sugerido en nuestro árbol de decisiones (Sección 3: intensidad promedio igual o mayor a cinco árboles por hectárea y diez metros cúbicos de volumen comercial por hectárea, criterio que, como enfatizamos, resulta arbitrario y puede ser cambiado), podría pensarse que en Tirimbina se puede dar el manejo sin necesidad de monitoreo ecológico. Sin embargo, tres puntos indican que en Tirimbina se requiere monitoreo. Primero, el bosque tiene una larga historia de aprovechamientos selectivos no planificados antes de que el manejo comenzara, cuyas consecuencias deben ser tomadas en cuenta ahora que el manejo formal ha sido implementado. Segundo, nosotros recomendamos que el uso del tratamiento silvicultural requiere, a su vez, monitoreo ecológico de impactos (árbol de decisiones, Sección 3). Finalmente, el Principio 9 del FSC requiere monitoreo ecológico en bosques que poseen Altos Valores para la Conservación relacionados a la biodiversidad, tal como ocurre en Tirimbina.
- 1 **El papel de los indicadores de la estructura del rodal en el monitoreo del estado de Altos Valores para la Conservación.** El área basal, la densidad del rodal y otros parámetros estructurales del bosque no son probablemente las primeras cosas que vienen a la mente cuando se sienta uno a pensar acerca del monitoreo de especies endémicas. Sin embargo, el uso de un enfoque de filtro grueso indirecto para el monitoreo es uno de los principales temas de esta Guía. Por lo tanto, la estructura y composición del rodal son monitoreados a partir del supuesto de que ellos representan las condiciones de hábitats requeridas por las especies

endémicas presentes en el área. De la misma forma, los indicadores de estructura y composición que identificamos – y otros que usted quisiera añadir por su cuenta – deberían asumirse que representan las condiciones de hábitat requeridos por los animales migratorios. Por supuesto, es posible que en la práctica, se requiera monitorear especies directamente.

- 1 **Umbral de cambio para indicadores de la estructura y composición del bosque.** Tomando en cuenta los AVC encontrados en esta UMF, el plan de manejo debiera proponer umbrales de cambio bajo o moderados para los indicadores de la estructura y composición del bosque –bajo tomando en cuenta que la UMF es un BAVC, y moderado considerando las probables intensidades de muestreo y la sensibilidad de medición de los indicadores. La determinación de los valores de los umbrales se discute más adelante.
- 1 **El muestreo para el monitoreo de los indicadores de la estructura y composición del bosque.** Los datos analizados a continuación provienen de un enfoque de muestreo sencillo, con tres parcelas permanentes de medición (PPM) de 1.0 ha establecidas en cada uno de dos tipos de perturbación dentro del área manejada: solo aprovechamiento, y aprovechamiento con tratamiento silvicultural.

El segundo estudio de caso ofrece ejemplos respecto a los indicadores de especies animales, así como de la estructura del rodal, y constituye el proceso de validación de la Guía llevado a cabo en Guatemala a finales del 2002 y principios del 2003 por personal de Naturaleza para la Vida (NPV, G. Pinelo) y la Sociedad para la Conservación de la Vida Silvestre (WCS, por sus siglas en inglés, J. Radachowsky). La siguiente información básica sobre la UMF en la cual se realizó el trabajo es tomada de Pinelo y Radachowsky (2003).

La UMF en que se trabajó fue la Concesión de Manejo Forestal Comunitaria Uaxactún en el Departamento del Petén, Guatemala. La concesión está situada en el corazón de la Reserva de la Biosfera Maya y tiene un área de 83 000 ha de bosque húmedo tropical de tierras bajas.

- 1 **Alto Valor para la Conservación (AVC).** Los AVC identificados para Uaxactún fueron presentados en la Sección 1 (Recuadro 1.3). Como recordará, el estudio preliminar realizado por Pinelo y Radachowsky (2003) identificó esta UMF como de Alto Valor para la Conservación por su importancia para la biodiversidad a nivel de especies (AVC1), como parte de un gran bosque a nivel de paisaje (AVC2), que satisface las necesidades básicas de las comunidades locales (AVC5) y debido a su papel crítico en la identidad cultural de las comunidades que contiene (AVC6).
- 1 **Historia de las operaciones de manejo del bosque.** Como ocurre a menudo en el caso de Mesoamérica, el bosque de Uaxactún fue aprovechado antes de que las operaciones de manejo formal iniciaran. Grandes árboles de caoba fueron cosechados durante la década de los 1970, una operación cuyo impacto en el bosque es difícil de determinar, aunque fue probablemente bajo. La cosecha de productos forestales no maderables es una actividad tradicional en el Departamento del Petén. El compartimiento de cosecha anual en que se realizaron las evaluaciones de los indicadores presentes en esta Guía, fue aprovechado nuevamente durante el año de 1999, con una intensidad promedio de cosecha de solo 0.84 árboles por hectárea (2.13 m³ de madera por hectárea). El aprovechamiento fue llevado a cabo por personal capacitado en métodos de impacto reducido y el arrastre de trozas a un patio de acopio construido dentro del bosque fue realizado por un tractor agrícola. Pinelo y Radachowsky (2003) estimaron que un 7% del área del compartimiento aprovechado en 1999 fue abierto por la cosecha.
- 1 **¿Por qué monitorear?.** Al igual que en La Tirimbina, la intensidad de cosecha en esta UMF fue baja y nuestro árbol de decisiones, tomando en cuenta este aspecto, sugirió que el monitoreo en Uaxactún era innecesario. Sin embargo, asumiendo la confirmación del estatus de Uaxactún como un BAVC, el Principio 9 del FSC requiere monitoreo ecológico en la UMF.
- 1 **El papel de los indicadores de estructura del rodal en el monitoreo del estado de Altos Valores para la Conservación.** Como en el caso de La Tirimbina, los indicadores de la estructura del rodal representan el enfoque de filtro grueso para el monitoreo ecológico.

- 1 **El papel del monitoreo de especies en la evaluación de los impactos del manejo sobre los Altos Valores para la Conservación de Uaxactún.** Pinelo y Radachowsky reportan la presencia en Uaxactún de numerosas especies de animales que se encuentran en la lista de especies amenazadas. De las tres especies de vertebrados que se discutirán más adelante, el mono araña (*Ateles geoffroyi*) y la pava (*Penelope purpurascens*) se encuentran en la Lista Roja de la fauna amenazada para Guatemala (WWF/UICN/SICA 1999), y el mono araña está también en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, por sus siglas en inglés), el cual exige límites para el comercio de las especies. Uaxactún de esta forma representa un caso en que el monitoreo de especies puede ser establecido como una condición por una agencia certificadora.
- 1 **Umbral de cambio y valores de activadores.** En principio, pueden utilizarse umbrales de cambio bajo para BAVC. Estos fueron usados para los indicadores de estructura y composición del rodal, pero los resultados de la validación de Radachowsky de los indicadores de especies animales sugiere que la sensibilidad de medición puede ser a menudo el factor más importante en la selección de umbrales y activadores para este tipo de indicador (ver más adelante, y también la discusión general de este punto en la Sección 4).
- 1 **El muestreo y análisis para el monitoreo de los indicadores de respuesta de especies.** Pinelo y Radachowsky establecieron un área de 1 km X 1 km (100 ha) para el muestreo en el compartimiento cosechado en 1999, cuya área total es de 150 ha. Un área idéntica fue establecida en un bosque no aprovechado con similar composición y estructura, 1 km al sur del área aprovechada. Los indicadores de la estructura y composición del rodal fueron muestreados en cinco transectos de 500 m de largo en cada área. La mayoría de los indicadores fueron registrados en parcelas contiguas de 10 m x 10 m a lo largo de los transectos, pero la apertura del dosel y la estructura vertical fueron evaluadas en los mismos tamaños de parcelas separadas cada 50 m. El muestreo de los indicadores de especies de animales tardó seis días en el área aprovechada y cinco en el área de referencia. La abundancia de mamíferos y aves terrestres fue muestreada en cuatro transectos de 1 km de largo y 1 m de ancho en cada una de las dos áreas, a través del registro de huellas así como de avistamientos y vocalizaciones. Debido a las dificultades de separar especies en el campo, algunas observaciones fueron solo registradas a nivel de familia, esto para el caso de halcones, gavilanes y águilas (familia Accipitridae) y pericos (Psittacidae), mientras que otras categorías que consideraron más de una especie incluyeron pequeños felinos y ardillas grandes. Los registros fueron tomados durante las primeras dos horas después del amanecer y los datos de cada una de las tres fuentes (huellas, avistamientos y vocalizaciones) fueron juntados para el análisis. Los datos fueron convertidos a observaciones/km para efectos de análisis y reporte de resultados, con los transectos tomados como la unidad muestral. Debería notarse que la relación entre el número de observaciones por kilómetro y las abundancias actuales de los vertebrados estudiados es desconocida. Algunos de los procedimientos usados para el muestreo de los indicadores de la respuesta de especies animales fueron adoptados de la Sección 5 de esta Guía.

El área basal y la densidad del rodal son indicadores ecológicamente relevantes, pero deben usarse como parte de un grupo mayor de indicadores estructurales

6.5.1.1. Indicadores estructurales

Los indicadores que tomamos para este ejercicio son el 1.1.1, el área basal del rodal, y el 1.1.2, la densidad del rodal. Como hemos enfatizado en la Sección 5 y en subsecciones previas de la presente Sección, el área basal y la densidad del rodal son indicadores ecológicamente relevantes, fáciles de estimar y razonablemente sensitivos; no obstante ellos deben ser utilizados como parte de un grupo mayor de indicadores estructurales con el propósito de obtener una evaluación integral de la condición del bosque (la sensibilidad de los indicadores es discutida en la Sección 4).

El enfoque para el monitoreo de muchos de los aspectos de la estructura y composición del bosque presentado en esta Guía se basa en el supuesto que hacen los científicos y manejadores del bosque, en el sentido de que, luego de la perturbación provocada por el aprovechamiento y la silvicultura, los valores de muchos de los indicadores de la estructura y composición pueden recuperarse y retornar a los valores originales. Veamos ejemplos de la aplicación del enfoque usando los datos de La Tirimbina y Uaxactún.

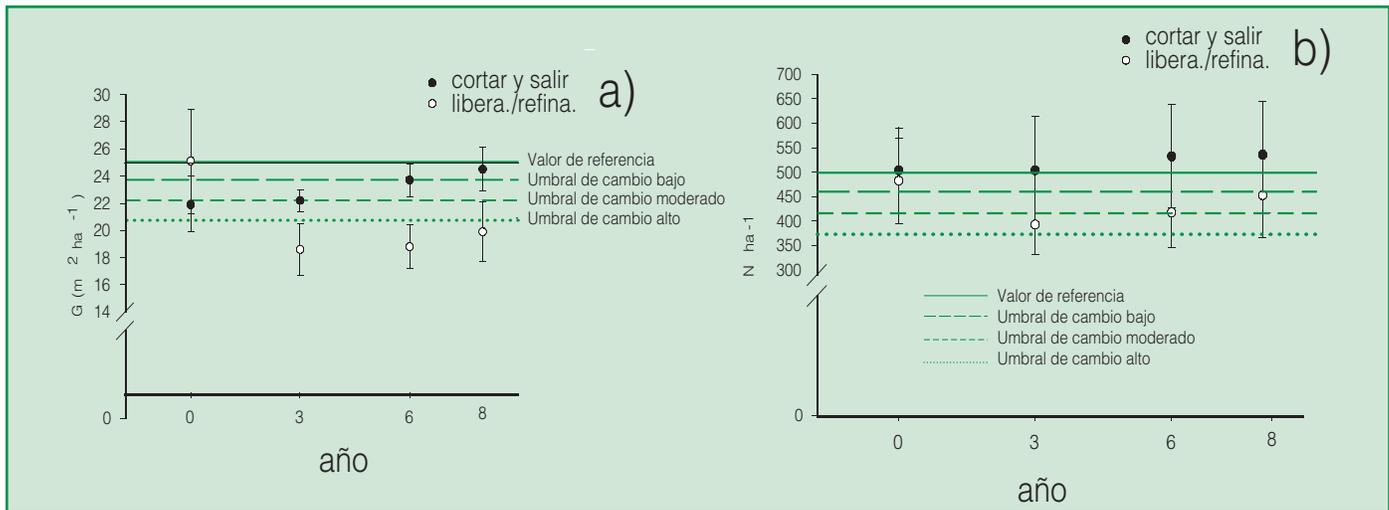
La Figura 6.7 muestra los resultados del monitoreo para La Tirimbina para los indicadores 1.1.1 y 1.1.2. La figura muestra valores anteriores al manejo de 25 m² ha⁻¹ de área basal y 500 árboles por hectárea de densidad del rodal, y los umbrales de cambio bajo, moderado y alto para reducciones en estos indicadores; respectivamente uno, dos y tres veces la desviación estándar calculada para los datos del área de referencia. Las reducciones máximas permitidas para estos indicadores han sido establecidas como 50% para área basal y 20% para la densidad del rodal (subsección 6.3.2, Recuadro 6.1). La Figura también muestra promedios e intervalos de confianza del 95% para ambos indicadores sobre un período de ocho años bajo los dos tipos de perturbación en el área manejada. Hay que recordar que si el intervalo de confianza al 95% (IC) para los datos del área manejada traslapa el umbral, es posible que el impacto del manejo en el indicador sea inaceptable. Un muestreo adicional puede ser ejecutado para resolver esta interrogante, o también pueden realizarse modificaciones a las operaciones de manejo aceptando como un hecho este cambio inaceptable según el análisis de los datos existentes.

El ejemplo de La Tirimbina ilustra en forma clara varios puntos. Primero, note que los valores de referencia promedios anteriores al manejo del área basal se desvían marcadamente del valor promedio de referencia general. Esto ha sucedido porque el valor general fue calculado usando los datos de 9 PPM, mientras que los promedios por tipo de perturbación vienen de tres de las nueve parcelas en cada caso. Las desviaciones del promedio general se dan debido al azar y a la pequeña muestra de tres parcelas. Los IC para los promedios de ambos indicadores en las áreas tratadas silviculturalmente traslapan los tres umbrales de cambio a través del periodo del monitoreo. El tratamiento silvicultural debería por consiguiente ser considerado como una operación de manejo que causa un impacto inaceptable en las características de un BAVC como La Tirimbina. En la práctica, podría argumentarse, a un nivel más general, que la silvicultura debería ser usada solamente en circunstancias en las cuales una UMF no es de especial importancia para la biodiversidad regional y local.

Bajo el tratamiento de “cortar y salir”, los IC para ambas variables también traslapan los umbrales de cambio bajo y moderado. Sin embargo la recuperación del rodal se inicia, y hace que, seis años después del aprovechamiento, los valores promedios para ambos indicadores no excedan el umbral de cambio moderado, aunque el umbral de cambio bajo aun es excedido.

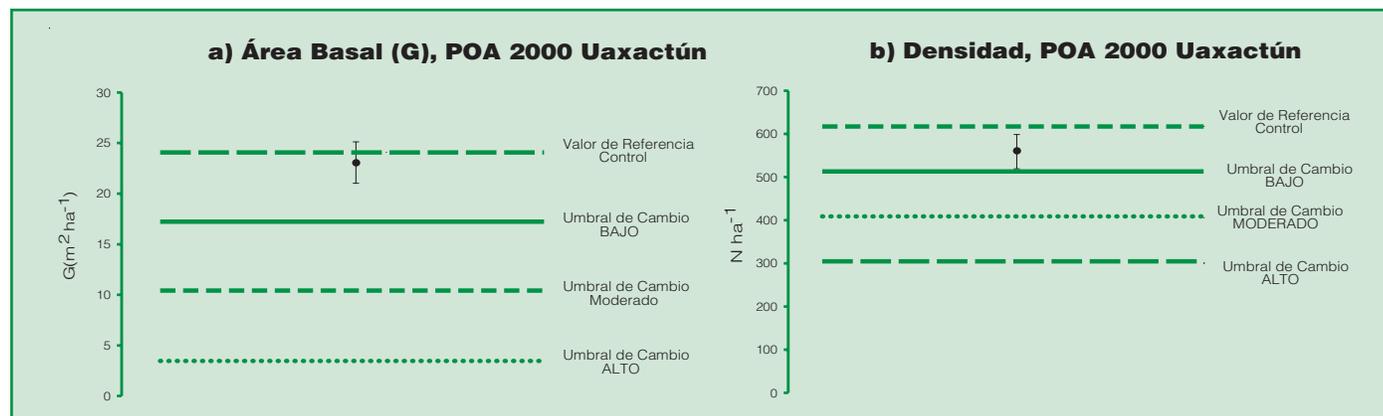
Figura 6.7.

Evaluación gráfica de los indicadores estructurales del bosque utilizando el procedimiento descrito. Los datos son de la unidad de manejo forestal La Tirimbina, Costa Rica (ver descripción del sitio, muestreo e interpretación de los resultados en el texto). a), área basal, b), densidad del rodal.



Con respecto al estudio de caso de Uaxactún, es necesario primero apuntar que no existen datos anteriores al manejo para el área manejada en este sitio. Como lo explicamos en la subsección 6.3.4, esto significa que los impactos del manejo son evaluados bajo el supuesto de que los valores del indicador en el área de referencia son representativos de aquellos que existieron en el área manejada antes de que comenzara la perturbación. Este supuesto es probablemente razonable para indicadores de la estructura del rodal, pero debe ser tratado con mayor cuidado para indicadores composicionales, así como para indicadores de la respuesta de especies. Las razones de esta necesidad de cautela se explican en la subsección 6.3.1.

Los datos de Uuxactún muestran una situación bastante diferente con respecto a La Tirimbina, en donde, como se espera, una intensidad de cosecha baja sin silvicultura produce impactos apenas detectables en los dos indicadores estructurales presentados (Figura 6.8). Los umbrales establecidos usando los datos del área de referencia son muy amplios. Sin embargo, los datos del área manejada indican fuertemente que el impacto de la cosecha fue muy bajo, y los intervalos de confianza al 95% de los promedios de las áreas manejadas aun no traslapan el umbral de cambio bajo.



6.5.1.2. Indicadores de la respuesta de especies animales

Los datos de vertebrados para Uuxactún ofrecen un retrato mucho menos claro que el que se observa para la estructura del rodal. Existen dos razones para que esto suceda: una es la falta de datos anteriores al manejo para el área manejada, y la otra es la baja sensibilidad de este indicador. La Figura 6.9 muestra el número promedio de observaciones por kilómetro en las áreas aprovechadas y de referencia. Existen marcadas diferencias entre las dos áreas y algunos vertebrados solo se encontraron en una u otra área (note que las abundancias de algunos animales del bosque, o al menos las frecuencias con que ellos son observados, pueden verdaderamente incrementar en los bosques aprovechados). Pinelo y Radachowsky y los autores de esta Guía, sin embargo, consideran que no es práctico ni relevante con respecto a los objetivos del monitoreo usar tales datos para intentar determinar los impactos del manejo sobre las especies en cuestión. La gran mayoría de las especies o grupos de especies fueron observados ocasionalmente – muchos de los valores promedios son menores a 0.5 observaciones/km.

Además, estos indicadores de respuesta de especies fueron extremadamente variables y son por tanto de baja sensibilidad. Este punto es discutido a un nivel general en las Secciones 3 y 4. Ejemplos específicos de la variabilidad de los indicadores se muestran en el Cuadro 6.3 – la ardilla de Depp y las especies de la Lista Roja, pava y mono araña. Note que las desviaciones estándares para la ardilla de Depp y el mono araña en el área de referencia son grandes, de modo que los coeficientes de variación del número de observaciones por kilómetro se encuentran arriba del 100% en el caso de la ardilla y arriba del 200% para el mono araña. De igual forma, los intervalos de confianza al 95% para los valores promedio del área aprovechada son amplios. Los estimados de los promedios tienen claramente poca precisión y las desviaciones estándares podrían no ser útiles para el establecimiento de umbrales y activadores, esto debido a que las cantidades de cambio que podrían ser consideradas como aceptables serían muy grandes, aun para el umbral de cambio bajo. Finalmente, un punto general es que al menos en el caso de las observaciones visuales, las especies pueden parecer más abundantes en las áreas recientemente aprovechadas debido simplemente a que estas son más abiertas y los mamíferos y las aves son más fácilmente observados. Al contrario, si la regeneración se vuelve densa pocos años después del aprovechamiento la situación inversa tomaría lugar. De este modo, la habilidad de los observadores de detectar animales puede a menudo diferir entre áreas, sesgando los resultados del monitoreo.

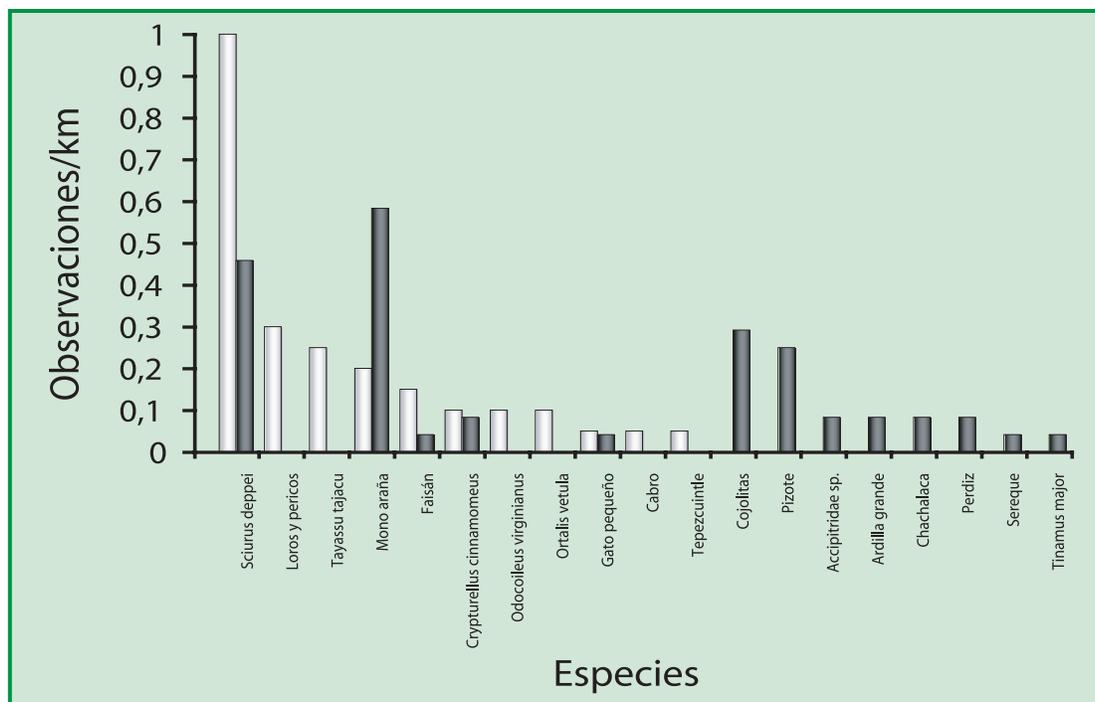
6.5.1.3 Conclusiones generales de los estudios de caso

Esperamos que los lectores deriven sus propias conclusiones de los estudios de caso que presentamos. Las que hacemos a continuación son nuestras, y las mostramos para enfatizarlas, debido a su importancia con relación al enfoque general del monitoreo presentado en esta Guía:

Figura 6.8

Evaluación gráfica de los indicadores de estructura del bosque usando el procedimiento descrito. Los datos son de la Concesión de Manejo Forestal Comunitaria Uuxactún, Guatemala (Pinelo y Radachowsky 2003; ver descripción del sitio, muestreo e interpretación de los resultados en el texto).

Figura 6.9
Mamíferos y aves terrestres observadas en transectos en la Concesión Forestal Comunitaria Uaxactún, Guatemala, y el número de observaciones por kilómetro en áreas aprovechadas (barras oscuras) y de referencia (barras abiertas). Datos de Pinelo y Radachowsky (2003), ver texto para más detalles.



Cuadro 6.3
Resultados de la comparación de las abundancias de tres especies de vertebrados en áreas aprovechadas y de referencia, usando los procedimientos descritos. Concesión Forestal Comunitaria Uaxactún, Guatemala. Ver texto para más detalles. Datos de Pinelo y Radachowsky (2003).

	Área de referencia		Área aprovechada	
	promedio	Desviación estándar	promedio	95% Intervalo de confianza
Ardilla de Depp (<i>Sciurus deppei</i>)	1.00	1.02	0.46	0.33
Pava (<i>Penelope purpurascens</i>)	0.00	0.00	0.29	0.12
Mono araña (<i>Ateles geoffroyi</i>)	0.85	2.32	2.96	1.39

- 1 Los estudios de caso sugieren que pueden encontrarse señales más claras respecto a los impactos del manejo a partir de los indicadores de la estructura del rodal que a partir de los indicadores de la respuesta de especies animales. Estas conclusiones sostienen, a su vez, la posición de esta Guía, en el sentido de que el monitoreo de la estructura y composición del rodal es una propuesta práctica y relevante, mientras que el monitoreo de los indicadores de la respuesta de especies debería implementarse solo en circunstancias especiales.
- 1 Los resultados cumplen con la simple e intuitiva expectativa de que los impactos del manejo sobre la estructura del rodal son proporcionales a la intensidad de la intervención (compare la UMF levemente aprovechada de Uaxactún con el rodal aprovechado y tratado silviculturalmente de La Tirimbina) y apoya el punto de vista de que los manejadores deben justificar cuidadosamente sus programas de monitoreo con relación a la intensidad del manejo, y que los certificadores deben evaluar con el mismo cuidado.
- 1 La dificultad de obtener información confiable, a un costo aceptable, sobre los impactos del manejo en las especies importantes para los grupos de interés, constituye un punto de preocupación. Los datos anteriores al manejo del área manejada de Uaxactún pudieron haber

ayudado a la interpretación de los resultados del monitoreo de las especies animales, aunque una posibilidad importante que los resultados enfatizan es que algunos animales pueden de hecho ser observados con mayor frecuencia en áreas aprovechadas que en áreas de referencia. Las especies para las cuales tal patrón de respuesta ha sido demostrado, deberían probablemente no ser monitoreadas.

- 1 Los datos de La Tirimbina muestran la importancia de tomar en cuenta en el tiempo los patrones de respuesta de los indicadores en la evaluación de los impactos del manejo. Los indicadores de la estructura del rodal pueden mostrar niveles inaceptables de impacto poco tiempo después de la intervención; el punto crucial es si ellos se recuperan o no dentro de un periodo considerado como aceptable.
- 1 La discusión del muestreo y la variación estadística de los datos de La Tirimbina sugieren que, aunque los umbrales de cambio bajo pueden en principio ser deseables, el establecimiento de activadores con umbrales de cambio moderados es probablemente la propuesta más práctica para el monitoreo. ■

ANEXOS

A high-angle, top-down view of a dense tropical forest. The image is dominated by various shades of green, from deep forest greens to bright, sunlit greens. In the lower-left foreground, a large, detailed palm tree with several fronds is clearly visible. The rest of the image is a thick, textured canopy of diverse trees and foliage, creating a sense of depth and complexity. The overall lighting is bright, suggesting a sunny day, with some areas appearing more saturated than others.



Principios 6, 8 y 9 del FSC. Definición de Bosques de Alto Valor para la Conservación



¿Qué encontrará en esta sección?

Presentamos los principios más relevantes para el tema de BAVC según los estándares para la certificación forestal FSC.

PRINCIPIOS 6, 8 Y 9 DEL FSC. DEFINICIÓN DE BOSQUES DE ALTO VALOR PARA LA CONSERVACIÓN

La certificación forestal constituye uno de los principales mecanismos disponibles para promover el uso de prácticas de manejo forestal sostenible. El Consejo de Manejo Forestal (FSC, por sus siglas en inglés) tiene un papel protagónico en la certificación forestal, y es el principal ente certificador en América Central. El FSC ha desarrollado una serie de principios y criterios para la evaluación de las operaciones forestales (FSC 2000), los cuales constituyen la base de los mecanismos de evaluación de las actividades forestales con miras a la certificación. Los requisitos básicos de monitoreo aparecen en el Principio 8: Monitoreo y Valoración. En cuanto al monitoreo ecológico, los elementos claves del Principio 8 son:

1. El monitoreo debe hacerse a una escala apropiada según la escala e intensidad de las operaciones de manejo.
2. El monitoreo debe, como mínimo, determinar la condición del bosque, su composición y los cambios en la flora y fauna, así como los impactos ambientales del aprovechamiento y otras operaciones, y
3. Los resultados del monitoreo deben ser usados para implementar y revisar el plan de manejo.

Los resultados del monitoreo deben ser usados para implementar y revisar el plan de manejo

En el 2000, el FSC estableció el Principio 9: Mantenimiento de los Bosques de Alto Valor para la Conservación. Los Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC) son aquellos que contienen valores significativos de biodiversidad, constituyen un refugio para especies en peligro, ofrecen servicios críticos a nivel de ecosistema, o son fundamentales para satisfacer las necesidades o para aspectos de identidad de las comunidades locales. Entre otras cosas, el Principio 9 pide evaluar la presencia de los atributos incluidos en la definición de Bosques de Alto Valor para la Conservación y el monitoreo anual de las áreas designadas como tales.

Muchos aspectos de la interpretación de los componentes claves del Principio 9 todavía se está desarrollando: por ejemplo, como saber si un bosque es de alto valor para la conservación y cómo se debe monitorear ese bosque. El Principio 9 también apela al principio de precaución como elemento básico en la toma de decisiones en BAVC. Sin embargo, las consecuencias de la aplicación del principio de precaución a las actividades de manejo todavía no son claras para los operadores.

Aunque la interpretación e implementación del Principio 9 todavía está en desarrollo, se han hecho algunos progresos en varios frentes. El FSC estableció un panel consultivo que guía el trabajo de los grupos que preparan estándares de certificación a nivel regional, grupos de certificadores y manejadores de bosques. En Columbia Británica, Canadá, se ha explorado la posibilidad de aplicar el Principio 9 a los bosques de esa región; por ello se ha desarrollado un documento para la evaluación de los valores de conservación de los bosques. Además, el WWF a desarrollado un conjunto de lineamientos para la evaluación. Todas estas innovaciones tienen ciertos elementos en común y respetan el concepto de escala espacial como el principio unificador que sustenta el Principio 9. En la evaluación y monitoreo de los Bosques de Alto Valor para la Conservación se trabaja con cuatro escalas espaciales: a nivel global, ecorregional, paisaje y de unidad de manejo forestal.

La guía más completa para la identificación y el manejo de los Bosques de Alto Valor para la Conservación es la “caja de herramientas” preparada por ProForest (Jennings *et al.* 2002) como parte de una iniciativa conjunta entre el WWF e IKEA, una empresa fabricante de muebles. En esta, se categorizan seis tipos de BAVC, según la definición del FSC (ver categorías en la Sección 1, Recuadro 1.2). Los BAVC1, 2 y 3 se relacionan, más que todo, con el valor de la biodiversidad de un bosque, y los BAVC4, 5 y 6 con la interacción e interfase otras características del bosque y de las comunidades locales.

El trabajo de Jennings *et al.* (2002) propone una serie de lineamientos para la evaluación, diseñados para determinar si un bosque reúne los criterios para ser considerado como de alto valor para la conservación. Jennings *et al.* (2002) también ofrecen lineamientos para el desarrollo de programas de monitoreo en BAVC. Sus orientaciones para el establecimiento de protocolos de monitoreo en BAVC

proveen un buen panorama general de las consideraciones relacionadas con el monitoreo a tener en cuenta para diferentes tipos de BAVC, pero, como es de esperar en un trabajo de índole general, con poca orientación sobre asuntos específicos.

Tal como se menciona en la Sección 1, Recuadro 1.2, una mayoría de los bosques naturales del Neotrópico tienden a caer bajo la definición del FSC de Bosques de Alto Valor para la Conservación, pues cumplen con uno o más de los criterios identificados. Como consecuencia de esto, entonces, muchas operaciones forestales en bosques naturales en América Central tendrán la carga adicional de cumplir con los estándares de manejo para este tipo de bosque, si quieren ser certificadas. Aunque la evaluación de las operaciones individuales, en cuanto a sus atributos de alto valor para la conservación en todas las escalas espaciales, son meritorias y pueden ayudar a contribuir al entendimiento de las prácticas sostenibles, las actividades de monitoreo a escala global y ecorregional están probablemente fuera del límite de responsabilidad de los operadores individuales.

Es razonable suponer, entonces, que las responsabilidades en cuanto al monitoreo deben limitarse a la unidad de manejo y al paisaje inmediato. Además, como se discutirá más adelante, las concesiones y muchas empresas forestales que manejan bosques naturales certificados en América Central cuentan con recursos económicos limitados, poco personal capacitado en el análisis de datos ecológicos y poco conocimiento sobre aspectos ecológicos. En consecuencia, dada la disponibilidad de recursos en la actualidad y en el futuro cercano, una evaluación detallada de indicadores ecológicos “complejos” puede sobrepasar el alcance de muchas de las operaciones. De ahí que es necesario desarrollar protocolos de monitoreo basados en indicadores relativamente simples y confiables sobre las condiciones del bosque.

Muchos de los atributos claves que hacen que los bosques centroamericanos sean clasificados como de alto valor para la conservación tienen que ver con su biodiversidad. De ahí que muchas de las necesidades de monitoreo en BAVC podrían traslaparse con las del monitoreo ecológico en general; por eso, en muchos casos un programa de monitoreo ecológico amplio puede cubrir los aspectos claves relacionados con BAVC. Una diferencia potencial entre un programa de monitoreo para un BAVC y otro que no lo sea es que, para el primero, los estándares pueden ser un poco más altos y se da un mayor énfasis en ciertos aspectos, como la presencia y características de ecosistemas poco comunes. Una parte importante del proceso de identificación de Bosques de Alto Valor para la Conservación es la determinación de atributos claves que le dan el carácter de BAVC, para asegurar que esos atributos sean monitoreados adecuadamente.

Las tres categorías de atributos de los BAVC que con frecuencia no son monitoreados de manera adecuada en los planes que no han sido diseñados expresamente para bosques de alto valor: presencia de ecosistemas poco comunes, valores especiales para la comunidad y servicios ecológicos del bosque. En muchos casos, los valores especiales de la comunidad y los servicios ecológicos pueden ser considerados más apropiadamente en protocolos de monitoreo de los aspectos sociales o económicos en un área dada. Aquellos atributos que son verdaderamente ecológicos pueden acomodarse fácilmente en los protocolos ‘estándares’ de monitoreo ecológico.

El Criterio 8.4 del FSC señala que los resultados del monitoreo deben incorporarse en la implementación y revisión del plan de manejo, pero no ofrece una guía específica sobre cómo hacerlo. Higman y Nussbaum (2002) apuntan que esta falta de guía puede ser una barrera para la certificación; particularmente en el caso de pequeñas empresas forestales. Los resultados del monitoreo deben incorporarse de manera adaptativa a los planes de manejo a través del establecimiento de activadores y umbrales. Con este enfoque, cuando se exceden los valores de los umbrales, se activan cambios específicos en el manejo. Aunque los lineamientos del FSC no ofrecen una guía explícita sobre el establecimiento de umbrales y activadores para modificar las actividades de manejo a partir de los datos del monitoreo, es razonable establecer umbrales con base en los Principios 6 y 9 del FSC.

El *Principio 6* establece que las operaciones forestales deben conservar la biodiversidad en múltiples escalas organizacionales (genes, especies y ecosistemas), y deben mantener muestras representativas de los ecosistemas existentes y de especies escasas, amenazadas o en peligro y de sus

Muchos de los atributos claves que hacen que los bosques centroamericanos sean clasificados como de alto valor para la conservación tienen que ver con su biodiversidad

hábitats. Aunque es virtualmente imposible cuantificar comprensivamente la biodiversidad, el Principio 6 indica que, como mínimo, el manejo forestal no debe provocar la pérdida de especies ni de tipos de ecosistemas. De igual manera, este principio puede ser usado para establecer umbrales que determinen que de continuarse con las prácticas de manejo existentes se llegará a la desaparición local de especies o de tipos de ecosistemas y, en consecuencia, se activen cambios en las actividades de manejo. Además, el *Principio 9* establece que “el plan de manejo debe incluir e implementar medidas específicas que aseguren el mantenimiento y/o mejoramiento de los atributos de conservación aplicables mediante un enfoque precautorio”. Esto sugiere que se deben establecer umbrales adicionales para los Bosques de Alto Valor para la Conservación, como las tendencias que indican que de continuarse con las prácticas de manejo existentes, se dará una pérdida o degradación significativa de los atributos de los BAVC, activándose por consiguiente los cambios correspondientes en las actividades de manejo. ■

ANEXO B



Condiciones para el monitoreo ecológico en bosques naturales certificados en América Central



¿Qué encontrará en esta sección?

Recopilamos las condiciones propuestas por parte del SmartWood (una organización certificadora acreditada por el FSC) en operaciones forestales evaluadas y certificadas por esta entidad. Dicha recopilación demuestra la gran variabilidad y a veces, ambigüedad, en los requisitos que proponen los certificadores para fortalecer las debilidades de la operaciones certificadas.

CONDICIONES PARA EL MONITOREO ECOLÓGICO EN BOSQUES NATURALES CERTIFICADOS EN AMÉRICA CENTRAL

Asociación de Productores de San Miguel (APROSAM) (Guatemala)

- 1 5.1 Una vez que se resuelva el conflicto legal, el monitoreo de fauna y de productos no maderables será obligatorio. Con base en los resultados del monitoreo de la fauna y de los productos no maderables, y si los miembros de la comunidad deciden aprovechar productos no maderables (en particular el xate), desarrollar e implementar lineamientos claros para el manejo de la fauna silvestre y los productos forestales no maderables.

Asociación Forestal Integral San Andrés (AFISAP) (Guatemala)

- 1 CONDICION 12: Identificar las especies críticas para la salud del ecosistema. Compilar un inventario de las especies de flora y fauna en el área de la concesión e incluir en el plan de manejo una lista de las especies en peligro y amenazadas. (Criterio 6.2).
- 1 CONDICIÓN 17: AFISAP debe preparar un adendum al plan de manejo que describa las acciones y parámetros del monitoreo, incluyendo los productos forestales no maderables y los atributos de los Bosques de Alto Valor para la Conservación. (Criterio 7.1).
- 1 CONDICIÓN 22: Preparar un plan de monitoreo como un adendum al plan de manejo que incluya las diversas actividades que están realizando. El plan de monitoreo debe incluir la vigilancia y las actividades de protección del bosque de los miembros de AFISAP que son xateros, chicleros y trabajadores forestales. También el plan de monitoreo debe incluir la contabilidad de costos y el establecimiento de parcelas permanentes para el monitoreo del crecimiento de los árboles y obtener información útil para el manejo de la flora y fauna, así como del impacto sobre los productos forestales no maderables. AFISAP debe presentar un resumen público de los resultados del monitoreo. (Criterios 8.2 y 8.5).



Asociación de Productores Agroforestales de la Pasadita (Guatemala)

- 1 5.1 Una vez que se resuelva el conflicto legal, el monitoreo de fauna y de productos no maderables será obligatorio. Con base en los resultados del monitoreo de la fauna y de los productos no maderables, y si los miembros de la comunidad deciden aprovechar productos no maderables (en particular el xate), se deben desarrollar y poner en práctica lineamientos claros para el manejo de la fauna silvestre y los productos no maderables.

Cooperativa Integral de Comercialización Carmelita R.L. (Guatemala)

- 1 1.3 Se deberá incorporar a las prácticas señaladas en el plan de manejo, el monitoreo de poblaciones de especies silvestres sujetas a cacería. Dicho monitoreo podrá hacerse (con una eventual evaluación independiente de un biólogo) conjuntamente con la preparación del plan operativo anual, registrando su presencia en cuadros anexos.
- 1 2.8 Preparar e implementar medidas que respondan a las recomendaciones de los estudios efectuados sobre cacería y uso de aves en el monitoreo de los impactos ecológicos de la forestería y otras actividades de manejo forestal en la concesión de Carmelita (como las actividades de los chicleros y xateros).
- 1 2.10 Integrar los índices de detección de las 54 especies de aves seleccionadas como indicadoras con los datos de los impactos físicos recolectados en las evaluaciones post-aprovechamiento forestal.

Cooperativa La Técnica Agropecuaria, R.L. (Guatemala)

- 1 5.2 Una vez que se resuelva el conflicto legal, el monitoreo de la fauna y de productos no maderables será obligatorio. Con base en los resultados del monitoreo de la fauna y de los productos no maderables, y si los miembros de la comunidad deciden aprovechar productos no maderables (en particular el xate), se deberá desarrollar y poner en práctica lineamientos claros para el manejo de la fauna silvestre y los productos no maderables. Periodo de tiempo: variable según las circunstancias. Periodo de cumplimiento: variable, pero menor a 5 años.

GIBOR S.A. Paxban (Guatemala)

- 1 **CONDICIÓN 8.1:** Para la próxima auditoría se deberá presentar un plan de monitoreo y en los años siguientes se deberán demostrar avances acordes al plan presentado.

Sociedad Civil de Impulsores Suchitecos (Guatemala)

- 1 **1.7** Documentar las características básicas y la localización de los siguientes factores complementando el inventario forestal en los censos comerciales anuales: nombre común, abundancia y señales (cantos, heces, huellas, nidos) de fauna; cuerpos de agua; cantidad estimada de plantas útiles (medicinales, alimenticias); vestigios arqueológicos.
- 1 **2.6** Elaborar una descripción del sistema de monitoreo continuo que se implementará con énfasis en los impactos del aprovechamiento y el manejo del bosque remanente, y la efectividad de las actividades de mitigación propuestas en la evaluación de impacto ambiental.

Sociedad Civil Organización, Manejo y Conservación, Comunidad Uaxactún (OMYC) (Guatemala)

- 1 **CONDICIÓN 10:** Identificar las especies críticas para la salud del ecosistema. Compilar un inventario de las especies de flora y fauna de la concesión, e incluir en el plan de manejo una lista de las especies en peligro y amenazadas (criterio 6.2).

Paya y Copén, Colón (Honduras)

- 1 **3.2** Desarrollar junto con este inventario una sistematización de observaciones de la fauna presente en el área de tal manera que se pueda estimar su abundancia y distribución.

**Bosques naturales certificados sin condiciones de monitoreo ecológico**

- 1 Programme for Belize (Belize) SW
- 1 Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) (Costa Rica) SGS
- 1 Fundación Tierras Unidas Vecinales por el Ambiente (TUVA): Reserva Extractiva de Madera Caída (Costa Rica) SW
- 1 Pórtico SA (Tortuguero y regiones de Limón) (Costa Rica) SLS
- 1 Cooperativa Bethel, R.L. (Guatemala) SW
- 1 Unión Maya Itzá (Guatemala) SW
- 1 Cooperativa Regional Agroforestal, Colón, Atlántida, Honduras Ltda. (COATLAHL) (Honduras) SW ■

ANEXO C



Especies indicadoras y protocolos de monitoreo



¿Qué encontrará en esta sección?

En forma breve se discuten algunas ventajas y limitaciones del uso de especies indicadoras para el monitoreo de la biodiversidad.

ESPECIES INDICADORAS Y PROTOCOLOS DE MONITOREO

El monitoreo de múltiples especies, características estructurales y funciones del ecosistema puede ser deseable para evaluar las influencias de las actividades de manejo en la biodiversidad (Noss 1990). Sin embargo, el monitoreo extensivo es generalmente poco práctico (Simberloff 1998), particularmente a la luz de los pocos recursos disponibles en la mayoría de las operaciones forestales certificadas en el trópico (Sheil 2001). Como una alternativa, los programas de monitoreo con frecuencia se basan en el uso de ‘especies indicadoras’ que muestran la presencia de cambios ambientales, medidas de biodiversidad, sistemas de detección temprana y salud ecológica (Lindenmayer *et al.* 2000).

Sin embargo, la eficacia de usar especies, gremios y comunidades como indicadores ha sido cuestionada en muchos campos debido, principalmente, a que la relación entre el ‘indicador’ y la característica que ese indicador supuestamente refleja es débil, inexistente o no probada (Landres *et al.* 1988, Niemi *et al.* 1997, Simberloff 1998, Watt 1998, Lindenmayer *et al.* 2000, Ghazoul 2001, Rolstad *et al.* 2002). Aunque en algunos casos se pueden identificar indicadores válidos (p.ej. MacNally y Fleishman 2002), la identificación de indicadores confiables a menudo requiere de mucha investigación y más información de la que se puede típicamente obtener en la mayoría de los bosques tropicales.

Como alternativa al uso de especies como indicadores, Lindenmayer *et al.* (2000) proponen el monitoreo de ‘indicadores de la biodiversidad basados en la estructura’. Ellos identifican tres grupos de indicadores que, supuestamente, ofrecen una evaluación adecuada de las influencias probables de las actividades de manejo sobre la biodiversidad. Su conjunto de indicadores incluye una medida de la estructura y composición del rodal (complejidad del rodal y composición de especies de planta) y dos mediciones de la estructura del paisaje (conectividad entre rodales y heterogeneidad en los tamaños y en la distribución espacial de los parches de hábitats). Lindenmayer *et al.* (2000) señalan que este enfoque no ha sido aun probado empíricamente. Sin embargo, los nexos hipotéticos entre la biodiversidad, sostenibilidad del hábitat, y la estructura y composición del bosque en múltiples escalas espaciales tienen fuertes fundamentos teóricos y conceptuales y han sido identificados en numerosos estudios empíricos.

El uso de indicadores basados en la estructura como un ‘filtro grueso’ para evaluar las influencias probables de las prácticas forestales en la biodiversidad de un área pareciera ser un enfoque razonable y relativamente económico. Sin embargo, hay muchas situaciones en las que es deseable monitorear directamente las respuestas de las especies a las actividades de manejo. El uso de indicadores estructurales para evaluar los efectos de las operaciones de manejo en la biodiversidad es, probablemente, inadecuado cuando las relaciones entre las especies de interés y las condiciones del bosque son débiles o poco conocidas, o cuando el impacto en las especies o en las funciones ecológicas es indirecto (tal como la perturbación en las áreas de apareamiento; ver Sergio y Bogliani 2000), o secundario (como el incremento en la presión de cacería que se produce como consecuencia de la apertura de caminos y campamentos madereros; Robinson *et al.* 1999).

Una posible preocupación es que el uso del hábitat como sustituto del monitoreo directo de algunos aspectos de la biodiversidad representa un enfoque indirecto que introduce cierto nivel de incertidumbre en cuanto a las influencias del aprovechamiento en las especies o en los atributos de interés (Noon 1999). Como resultado, para las especies de interés especial, tales como especies en peligro, especies de gran valor social y especies muy sensibles al manejo, el nivel de incertidumbre que resulta del uso de indicadores puede ser inaceptable, por lo que se necesitará, entonces, el monitoreo directo. ■

Los programas de monitoreo con frecuencia se basan en el uso de especies, gremios y comunidades como indicadores de cambios. No obstante, su “eficacia” ha sido muy cuestionada en los últimos años

ANEXO D



Evaluando la probabilidad de que las especies de árbol cosechadas declinen en el tiempo



¿Qué encontrará en esta sección?

Esta Guía recomienda que la protección y el monitoreo de especies de árboles cosechadas, cuyas poblaciones en bosques manejados son susceptibles a declinar, deben constituir un aspecto básico de la estrategia de conservación. Es importante enfatizar que no todas las especies de árboles muestran tal susceptibilidad. En este Anexo presentamos lineamientos para decidir cuáles de las especies que se están cosechando podrían declinar, y por tanto deberían ser protegidas y quizás monitoreadas.

D.1 IDEAS BÁSICAS

Uno de los impactos ecológicos directos más obvios del manejo del bosque es el impacto de la cosecha de madera sobre las poblaciones de especies de árboles comerciales (Sección 2). En algunos casos, puede existir el riesgo de que el manejo ocasione un declive local o una extinción de una de estas especies (Recuadro D.1). El declive de especies o la extinción local tiene implicaciones no solo para la biodiversidad y los procesos ecológicos, sino también para la producción forestal. Nuestro árbol de decisiones (Sección 3) sugiere que el monitoreo de especies de árboles que son vulnerables al declive de poblaciones puede ser importante en muchas situaciones, no obstante, como lo discutiremos en este Anexo, tal monitoreo puede ser difícil y costoso. Hacemos la observación de que no todas las especies de árbol se encuentran bajo el mismo riesgo, y más bien, puede ser el caso que muchas de las especies que son cosechadas afronten muy poco riesgo. Por ello, dentro del contexto del manejo y monitoreo es importante identificar aquellas especies que pueden declinar, esto para tomar medidas para reducir los impactos del manejo sobre estas especies, y en algunos casos monitorear sus poblaciones; y para identificar las respuestas de manejo si un declive parece ocurrir. En este Anexo, diseñamos un enfoque para decidir cuáles de las especies de árboles que están siendo cosechadas en una UMF pueden ser vulnerables al declive de poblaciones y, por consiguiente, requieren atención explícita del manejador.

El declive de especies o la extinción local tiene implicaciones no solo para la biodiversidad y los procesos ecológicos, sino también para la producción forestal

Nuestro enfoque, expuesto en las siguientes subsecciones, tiene tres pasos. El primero es la identificación de los procesos ecológicos y genéticos que pueden llevar al declive de poblaciones (subsección D.2) y el segundo, la asignación de especies de árbol a dos grupos amplios a partir de sus abundancias y distribuciones de poblaciones en clases de tamaños (subsección D.3). El tercer paso es el análisis de los dos grupos de especies en cuanto a la probabilidad de que los procesos conduzcan al declive de poblaciones (también en la subsección D.3).

RECUADRO D.1

Algunos ejemplos de especies de árbol que declinan y se extinguen debido a la sobreexplotación se encuentran documentados en la literatura científica y otras fuentes, demostrándose que el riesgo claramente existe.

Registros anecdóticos de la extinción local de *Aniba duckei*, *Ceiba pentandra* y *Caesalpinia echinata* en bosques del Amazonas han sido publicados (ver Putz *et al.* 2000)

En otros casos, las distribuciones diamétricas de los árboles de especies comerciales valiosas muestran claramente que las cosechas sin restricciones y sin

consideraciones en la regeneración natural pueden tener efectos desastrosos sobre las poblaciones. Este es el caso de *Swietenia macrophylla* en un sitio en Bolivia estudiado por Quevedo (1986, ver figura) y de *Magnolia yoroconte* en la costa norte de Honduras tal como lo mostró Ferrando *et al.* (2001, ver figura). Los casos de *Ceiba*, *Magnolia* y *Swietenia* son de especies altamente demandantes de luz cuyas regeneraciones son favorecidas por perturbaciones drásticas – casos típicos de poblaciones susceptibles a declinar, como se muestra en el texto (subsección D.3.)

Nosotros enfatizamos en el hecho de que si se encuentra alguna especie de árbol valiosa que puede ser susceptible al declive de su población, lo primero que debe hacerse es proponer medidas preventivas simples y prácticas. Las medidas preventivas pueden reducir o eliminar la necesidad de monitoreo; discutiremos estas medidas al final del Anexo (subsección D.4.). La conclusión de que una especie no es susceptible a declinar no significa que se deba cosechar sin ninguna consideración. La precaución debe siempre prevalecer, especialmente en los casos de especies relacionadas a AVC, y con la producción sostenible.

D.2 PROCESOS ECOLÓGICOS QUE PUEDEN PROVOCAR QUE LAS POBLACIONES DECLINEN

Resulta útil dividir los procesos que pueden ocasionar el declive de poblaciones dentro de tres categorías (es útil hacer esto, aun cuando como suele suceder en ecología, las tres categorías se encuentran fuertemente interrelacionadas). Estas categorías son:

- 1 **Procesos demográficos.** Un enfoque demográfico se basa en el número de árboles individuales en una población y como este cambia cuando el balance entre nacimientos (reclutamiento o regeneración) y muertes (por razones naturales o por cosecha y el daño asociado) cambia. Este balance puede cambiar, por ejemplo, debido a la reducción en el reclutamiento causado por la sobreexplotación de adultos reproductivamente maduros.
- 1 **Procesos ecológicos reproductivos.** El énfasis de la ecología reproductiva es sobre los procesos que llevan al éxito en la reproducción – la producción de semillas viables. En los bosques tropicales, la investigación ha sido típicamente enfocada en la polinización y la dispersión de semillas, ambas íntimamente relacionadas con los animales de estos bosques. Una forma en que el manejo puede influir en los procesos reproductivos es reduciendo la densidad de adultos reproductivos dentro de una población (árboles por hectárea), incrementando así las distancias que los polinizadores deben recorrer para realizar la polinización cruzada, la cual es quizás el mecanismo de polinización más universal en árboles tropicales. Debido a esto, la efectividad de la polinización, y por ende las producciones de semillas, pueden reducirse.
- 1 **Procesos genéticos poblacionales.** Los procesos genéticos poblacionales tienen que ver con el riesgo del declive de poblaciones, debido a su influencia sobre la diversidad genética. Existe un consenso entre biólogos, ecólogos y manejadores de recursos de que la diversidad genética constituye un elemento clave en la sobrevivencia de especies. Por esta razón, el mantenimiento de la diversidad genética en poblaciones de especies de árboles comerciales ha sido identificado como un aspecto clave del buen manejo forestal. La cosecha de madera puede reducir la diversidad genética de especies de árboles en forma directa o indirecta. Reducciones directas pueden ocurrir cuando se pierden alelos raros de las poblaciones en los individuos cosechados (en un libro reciente sobre la conservación de la diversidad genética en bosques manejados, Murray *et al.* (2000) nos recuerdan que un alelo representa las diferentes formas en que un gen individual es potencialmente expresado). Reducciones indirectas pueden ocurrir, por ejemplo, si los efectos del manejo sobre los procesos reproductivos (ver arriba) llevan a incrementar la endogamia. La endogamia es el apareamiento entre individuos que están más estrechamente relacionados de lo que podría esperarse por azar. Una situación en que la endogamia puede ocurrir es cuando los árboles que son progenie de un árbol madre cercano se establecen en un área perturbada y subsecuentemente se cruzan. La endogamia puede contribuir al declive de poblaciones si esta conduce a reducciones del número de semillas, de la viabilidad de semillas y del crecimiento y sobrevivencia de plántulas – esto es, si la depresión endogámica ocurre. Es universalmente reconocido que, dentro del contexto operacional, es efectivamente imposible monitorear en forma directa la diversidad genética. Soluciones prácticas para la complejidad del componente genético del buen manejo forestal han sido propuestas –a pesar de todo- y deberíamos tomar en cuenta las ideas sintetizadas por Jennings *et al.* (2001) en nuestros criterios para la identificación de árboles con poblaciones susceptibles a declinar.

Como regla general las poblaciones de árboles pequeños tienden a ser más vulnerables a declinar que las grandes

Es importante tener presente como regla general que las poblaciones pequeñas tienden a ser más vulnerables a declinar que las grandes, así que, independientemente de otros factores, una especie de árbol comercial de muy baja abundancia en una UMF (ver ejemplos en la subsección D.3) debería automáticamente ser considerada como candidata para la aplicación de medidas preventivas y el monitoreo.

D.3 AGRUPACIÓN DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES SEGÚN SUSCEPTIBILIDAD AL DECLIVE POBLACIONAL

La forma en que las especies de árboles pueden ser agrupadas según susceptibilidad al declive poblacional puede probablemente ser familiar para muchos. De los procesos que se relacionan con el declive de poblaciones (subsección D.3) puede notarse que las características importantes de las poblaciones de especies de árbol, dentro de este contexto, son las siguientes:

Los requerimientos de luz para la regeneración, y la abundancia, son dos de los elementos principales a considerar que sirven para establecer si una especie es susceptible o no al declive de poblaciones por el aprovechamiento

- 1 Las abundancias de árboles, considerada en términos del número de individuos por unidad de área o densidad, o el número total de individuos en un área – tamaño poblacional según la terminología demográfica.
- 1 Debido a que el mantenimiento de la diversidad genética depende de los procesos reproductivos, es importante conocer cuáles son las proporciones de árboles maduros e inmaduros dentro de la población (estructura poblacional en la terminología demográfica). Es importante pensar en la madurez en términos de reproducción, de la misma forma que pensamos en términos de si un árbol tiene un tamaño cosechable o no. La estructura poblacional en árboles forestales es usualmente evaluada en términos de la distribución diamétrica – el número de árboles dentro de diferentes clases de dap. Hablando en un sentido amplio, en un bosque disetáneo, podríamos esperar hallar dos tipos de estructura poblacional. Algunas especies pueden tener muchos individuos pequeños y relativamente pocos grandes – una distribución diamétrica de J invertida – así que la proporción de árboles maduros en la población es pequeña. Otras podrían tener una distribución plana (baja pendiente –o sin pendiente), con un número similar de árboles en cada clase por lo que la proporción de árboles maduros en la población es relativamente grande. Algunas veces, el número de árboles en las clases de tamaño intermedio y grande es mayor que aquel para individuos pequeños y como afirmamos en el Recuadro D.1, en ciertas circunstancias existen muy pocos individuos pequeños. De nuevo, hablando en un sentido amplio, la primera estructura poblacional que se mencionó está usualmente asociada con especies generalistas (tolerantes a la sombra) y la segunda con especies demandantes de luz.
- 1 Debido a que la abundancia, en general, y más particularmente la proporción de árboles maduros son importantes, necesitamos conocer que tan rápidamente los árboles reproductivamente maduros que se pierden de la población son reemplazados a través del crecimiento y desarrollo de algunos de los individuos remanentes en la población. La cosecha de adultos reproductivos puede causar reducciones en la abundancia de la regeneración y la diversidad genética de los cohortes de plántulas que aparecen posterior a la perturbación, y mientras más rápido estos árboles y sus funciones son reemplazados, menor es la susceptibilidad al declive de la población.
- 1 Finalmente, debemos conocer las tasas de crecimiento de los árboles, debido a que ellas se relacionan con la velocidad con que los árboles son reemplazados.

Los puntos anteriores nos conducen al principal elemento de la clasificación de especies de árboles (ver también la Figura D.1). Note que a pesar de que la clasificación se basa en los requerimientos de luz de las especies para la regeneración (tolerantes a la sombra y demandantes de luz), se podría analizar cada especie usando el criterio del cual partimos para decidir si se debe considerar susceptible a declinar o no. No haga suposiciones basadas simplemente en su impresión de si la especie es tolerante a la sombra o demandante de luz, la abundancia de una especie es también un factor crítico, por ejemplo.

Las especies tolerantes a la sombra tienen a menudo una baja susceptibilidad al declive poblacional. En bosques primarios, las especies tolerantes a la sombra son por lo general abundantes, esto debido a que la tolerancia a la sombra implica que hay muchos más lugares en el bosque donde ellas pueden regenerarse y crecer. Podemos concluir que la cosecha de madera remueve una pequeña proporción de sus poblaciones totales, y por consiguiente tienen un efecto potencialmente pequeño sobre los procesos demográficos y la diversidad genética. Los efectos de la cosecha de adultos reproductivos sobre las especies tolerantes a la sombra son probablemente transitorios en cualquier caso, debido a que, aunque sus crecimientos pueden ser bajos, los individuos cosechados son reemplazados rápidamente por individuos en clases de tamaños más pequeños al momento de la cosecha.

Las especies demandantes de luz pueden ser más susceptibles al declive poblacional. Las especies demandantes de luz pueden ser poco comunes en bosques primarios, esto en parte debido a que las intensidades lumínicas altas que requieren para la regeneración ocurren solo ocasionalmente. Las

estructuras poblacionales de las especies demandantes de luz denotan que la cosecha de madera restringida solamente por un diámetro mínimo puede remover una gran proporción de las poblaciones y podría tener un efecto importante sobre los procesos ecológicos reproductivos y demográficos, y por consiguiente, sobre la diversidad genética. De ahí que aunque sea verdad que la cosecha de madera puede crear un mejoramiento en las condiciones para la regeneración de especies demandantes de luz, la regeneración no ocurre si el número de árboles semilleros ha sido reducido por la cosecha. Es también común el hecho que la intensidad de la cosecha de madera es baja y por ello no cambia las condiciones de iluminación dentro del bosque lo suficiente para inducir la regeneración. Los efectos genéticos y demográficos de la cosecha sobre las especies demandantes de luz pueden ser duraderos a pesar del rápido crecimiento, esto si el número de individuos pequeños es insuficiente para reemplazar a los árboles cosechados.

Todas las especies desconocidas pueden ser susceptibles a declives poblacionales. Se pueden hallar excepciones a las anteriores generalizaciones y nosotros lo alentamos a buscarlas o analizarlas con base en las ideas básicas de la subsección D.2. Una excepción que hacemos es que no todas las especies tolerantes a la sombra son comunes y las poco comunes podrían ser consideradas susceptibles al declive poblacional por esta sola razón (ver Figura D.1).

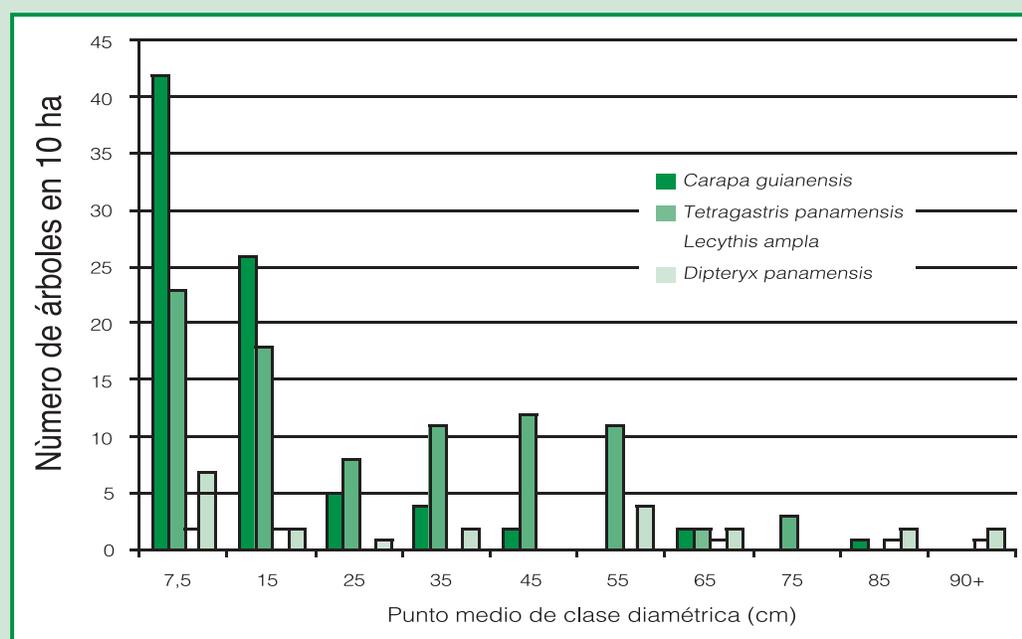


Figura D.1.

Uso de estructuras y tamaños poblacionales (ver definiciones de los términos en el texto) para identificar especies comerciales que pueden ser susceptibles al declive poblacional debido a la cosecha de madera en un bosque lluvioso de tierras bajas de Mesoamérica, Cantón Sarapiquí, Costa Rica. Datos no publicados de Beatriz Gallego y Bryan Finegan, CATIE. Este bosque fue aprovechado en forma leve cinco años antes de que los datos fueran tomados. Tres especies – *Carapa guianensis* ($n = 8.2$ árboles/ha, ≥ 5 cm dap), *Tetragastris panamensis* ($n = 8.8$ /ha, ≥ 5 cm dap) y *Lecythis ampla* ($n = 0.7$ /ha, ≥ 5 cm dap) – son tolerantes a la sombra y la otra, *Dipteryx panamensis* ($n = 2.2$ /ha, ≥ 5 cm dap), es demandante de luz. El dap mínimo para la corta de árboles en Costa Rica es 60cm de dap para todas las especies. *Carapa* y *Tetragastris*

son especies comunes con distribuciones de tamaños en forma de J invertida. Aunque estas son especies de lento crecimiento (los incrementos medios anuales rondan los 2 mm, árboles ≥ 10 cm dap) el enfoque que proponemos sugiere que son especies no susceptibles al declive poblacional debido a causas demográficas o genéticas. *Lecythis ampla*, a pesar de su tolerancia a la sombra, es poco común así como de lento crecimiento, y si es cosechada nuestro enfoque lleva a la conclusión de que sus poblaciones deberían ser monitoreadas. *Dipteryx* tiene una baja abundancia típica de una especie demandante de luz, y una distribución diamétrica aplanada (el pequeño incremento en el número en la clase diamétrica de 5-9.9 cm de dap puede ser consecuencia del aprovechamiento) y debería ser monitoreada si es cosechada.

Finalmente, tome nota de que todos los efectos de la cosecha sobre la abundancia y la diversidad genética de la regeneración pueden ser reducidos si los árboles se vuelven reproductivos a diámetros del fuste por debajo del dap mínimo de corta, como sucede a menudo.

D.4. MEDIDAS PREVENTIVAS PARA LAS ESPECIES DE ÁRBOLES COMERCIALES SUSCEPTIBLES A DECLIVES POBLACIONALES

Cuando una especie de árbol es identificada como susceptible al declive poblacional, podría considerarse la necesidad de implementar medidas preventivas para reducir la posibilidad de declive, así como la necesidad de monitorear la población si se considera algún nivel de cosecha. Las medidas preventivas pueden ser simples, prácticas y obvias, y algunas de ellas pueden realmente ser establecidas dentro de las leyes forestales de cada país. Puede desistirse de cosechar las especies o cosechar solamente una pequeña proporción de los árboles disponibles – digamos, un tercio.

Cuando una especie susceptible es una demandante de luz, puede considerarse la posibilidad de aplicar tratamientos que abran el dosel para promover su regeneración. Muchos de estos tratamientos son descritos en la literatura científica y técnica, aunque todos son probablemente caros. Tomando en cuenta la diversidad genética, tales tratamientos deberían ser aplicados antes de la cosecha para que así todos los árboles reproductivos dentro de la población puedan contribuir a la regeneración. Lineamientos para la conservación de la diversidad genética en general, identificados por S.B. Jennings y sus colegas, incluyen la necesidad de mantener al menos 50 adultos reproductivos dentro de una población bajo presión de cosecha.

Finalmente, se debería considerar la posibilidad de que la aplicación de medidas preventivas efectivas podrían reducir o eliminar la necesidad de monitoreo. Esto debería estar justificado en el plan de manejo. ■



El Fondo Mundial para la Naturaleza, conocido como WWF por sus siglas en inglés, es la organización global de conservación más grande y con mayor experiencia en el mundo. Cuenta con unos 5 millones de miembros y una red mundial que trabaja en más de 100 países.

La misión de WWF es detener la degradación del ambiente natural del planeta y forjar un futuro en que el ser humano viva en armonía con la naturaleza:

- Conservando la diversidad biológica del mundo.
- Garantizando el uso sustentable de los recursos naturales renovables.
- Promoviendo la reducción de la contaminación y del consumo desmedido.

WWF Centroamérica

Teléfono: +506 234 4834

Fax: +506 253 4927

Correo electrónico:

info@wwfca.org

Apartado postal: 629-2350

San Francisco de Dos Ríos,
San José, Costa Rica

