

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/288825127>

Monitoreo ecológico del manejo forestal comunitario en pinares de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua: una guía preliminar basada en la experiencia del Bosque Comun...

Book · January 2008

CITATION

1

READS

337

5 authors, including:



Diego Delgado

CATIE - Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza

56 PUBLICATIONS 345 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Claudia Bouroncle

42 PUBLICATIONS 295 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Bryan Finegan

CATIE - Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza

213 PUBLICATIONS 10,381 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Yader Galo Sacasa

Universidad de las Regiones Autónomas de la Costa Caribe Nicaragüense (URACCAN)

8 PUBLICATIONS 2 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Community management of tropical forests [View project](#)



Monitoreo de impactos de actividades humanas en biodiversidad [View project](#)

Monitoreo ecológico del manejo forestal comunitario en pinares de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua

Una guía preliminar basada en la experiencia
del Bosque Comunitario Las Crucetas

Luis Diego Delgado,
Claudia Bouroncle,
Bryan Finegan,
Yader Galo,
Noé Guadamuz

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

© Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, 2007.

ISBN 978-9977-57-

Cita: Apellido, Nombre. Año. Título de la publicación el cual puede requerir al menos dos frases. Nombre de la organización. Provincia, País.	Mapas elaborados por: Nombre Apellido Apellido
Traducción: Nombre Apellido Apellido	Producción: Nombre Apellido Apellido Departamento en que labora Nombre de la organización www.organizacion.org
Comité editorial: Nombre Apellido Apellido Nombre Apellido Apellido	Diseño y diagramación: Nombre Apellido Apellido
Revisión del documento original: Nombre Apellido Apellido Nombre Apellido Apellido	Ilustración: Nombre Apellido Apellido
Fotografías: Nombre Apellido Apellido Nombre Apellido Apellido Nombre Apellido Apellido	Impresión: ©200? Nombre de la organización. Todos los derechos reservados
	ISBN: XXXX-XXX-XX-X

El proceso de elaboración técnica del presente documento ha sido responsabilidad de la Alianza de Aprendizaje para la Conservación de la Biodiversidad en el Trópico Americano.

Las propuestas e ideas presentadas no necesariamente son las de las instituciones patrocinadoras, ni representan sus políticas oficiales.

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 informe 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.



Esta publicación es posible, gracias al financiamiento de la Agencia Suiza para el desarrollo y la Cooperación (COSUDE).

Contenido

Lista de ilustraciones	4
Sobre la Alianza de Aprendizaje	6
Presentación	7
Sección 1. Aspectos conceptuales	8
1 El monitoreo ecológico y su importancia dentro del manejo forestal	8
1.1 ¿Qué es el monitoreo ecológico? ¿Por qué es importante?	8
1.2 ¿Para qué se usa el monitoreo ecológico?	8
2 Aspectos básicos de la ecología y manejo de los pinares naturales tropicales	11
2.1 Condiciones de luz y suelo para su establecimiento y crecimiento	11
2.2 Importancia de los incendios en la formación y mantenimiento de pinares	11
2.3 El desarrollo y las características ecológicas de los pinares	12
2.4 El sistema de aprovechamiento de madera en pinares	13
3 El diseño de un programa de monitoreo ecológico para pinares naturales	13
3.1 El monitoreo ecológico como parte del proceso de manejo del bosque	13
3.2 Definición de los objetivos del plan de monitoreo	14
3.3 La selección del conjunto de indicadores	15
3.4 Establecimiento de umbrales para los indicadores	18
3.5 Establecimiento de un protocolo para la medición de indicadores	21
Sección 2. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el Bosque Comunitario Las Crucetas	28
4 Antecedentes	29
4.1 El desarrollo forestal en la región del Atlántico Norte de Nicaragua	29
4.2 Características de los pinares de la RAAN	30
4.3 Los Altos Valores para la Conservación de los pinares de la RAAN	31
4.4 La comunidad Las Crucetas	34
4.5 El Bosque Comunitario Las Crucetas	35
4.6 El manejo forestal en Las Crucetas	36
5 Propuesta de programa de monitoreo ecológico en el BCLC	38
5.1 Objetivos del programa	38
5.2 Implementación del programa de monitoreo ecológico	38
Literatura citada	50

Ilustraciones

Lista de figuras

1. Ejemplo hipotético de la construcción del marco de expectativas de recuperación y del establecimiento del grado de recuperación en rodales aprovechados para un indicador X.	20
2. Cálculo del área de parches de vegetación mediante la técnica conocida como “espinas de pescado”.	25
3. Mapa que muestra los rodales de pino en Las Crucetas. En color se tienen los rodales considerados en el estudio. Fuente: López y colaboradores (2001)	37
4. Marco general de expectativas de recuperación para indicadores a) número total individuos de pino >5 cm de dap por hectárea y b) número de individuos de pino >30 cm de dap por hectárea.	43
5. Marco general de expectativas de recuperación para indicadores a) área basal total de pinos ≥ 5 cm de dap en m^2 por hectárea y b) área basal de pinos ≥ 30 cm de dap en m^2 por hectárea.	44
6. Marco general de expectativas de recuperación para indicadores a) porcentaje de individuos de <i>Acoelorrhaphe wrightii</i> por hectárea y b) porcentaje de individuos de <i>Pinus caribaea</i> por hectárea.	45

Lista de tablas

1. Conjunto de indicadores propuesto para el monitoreo ecológico de pinares naturales tropicales.	17
2. Disposición recomendada para el establecimiento de los diferentes tamaños de parcela.	22
3. Descripción de los modelos de combustible de Rothermel (1972).	27
4. Promedios del número total de árboles de <i>P. caribaea</i> ≥ 10 cm de dap (N) y de área basal (G) por clases de edad en bosques de la RAAN, Nicaragua.	31
5. Ecosistemas terrestres más comunes de la región autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (modificados del mapa de ecosistemas de Centroamérica). Tomado de Meyrat y Gretzinger (2002).	33
6. Altos Valores para la Conservación del Bosque Comunitario Las Crucetas.	36
7. Rodales seleccionados para el estudio.	39
8. Indicadores de estructura y composición evaluados en el Bosque Comunitario Las Crucetas.	40
9. Distribución del número promedio y la desviación estándar de árboles de pino ≥ 5 cm de dap por hectárea por clases diamétricas en el bosque de pinares Las Crucetas.	42
10. Distribución del área basal promedio y la desviación estándar de árboles de pino ≥ 5 cm de dap por hectárea en el bosque de pinares Las Crucetas.	42
11. Promedio más desviación estándar del porcentaje de individuos ≥ 5 cm de dap por hectárea de especies de plantas en el bosque de pinares Las Crucetas.	45
12. Promedio más desviación estándar del número de individuos de pino, latifoliadas y palmas ≥ 1 m de altura <5 cm de dap por hectárea en el bosque de pinares Las Crucetas.	46

13. Promedio más desviación estándar del número de individuos de especies latifoliadas ≥ 5 cm de dap por hectárea en el bosque de pinares Las Crucetas.	47
14. Promedio más desviación estándar del número de individuos de palmas ≥ 5 cm de dap por hectárea en el bosque de pinares Las Crucetas.	47
15. Promedio y desviación estándar de frecuencias relativas de modelos de combustible de Rothermel (ver tabla 3) evaluados en parcelas de 100 m ²	48

Lista de recuadros

1. El concepto de bosques de alto valor para la conservación	10
2. Proceso del manejo forestal adaptativo (adaptado de Finegan et. al. 2004)	14
3. Consideraciones para la evolución de indicadores del enfoque de filtro fino en un programa de monitoreo ecológico.	15

Sobre la Alianza de Aprendizaje

La Alianza de Aprendizaje para la Conservación de la Biodiversidad en el Trópico Americano reúne el trabajo y la experiencia de ocho organizaciones del ámbito de América Central: el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), el Centro Científico Tropical (CCT), la Escuela Latinoamericana de Áreas Protegidas (ELAP), el Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre (ICOMVIS), la Organización de Estudios Tropicales (OET), la Universidad para la Cooperación Internacional (UCI), la Universidad para la Paz (UPAZ) y el Fondo Mundial para la Vida Silvestre (WWF).

El proyecto Fortalecimiento de Capacidades Regionales por medio de la Sistematización, Análisis y Transferencia de Conocimientos en Manejo de Recursos Naturales fue financiado entre el 2004 y 2006 por la Cooperación Suiza para el Desarrollo (COSUDE), ejecutado por los miembros de la Alianza y coordinado por el WWF Centroamérica. Su objetivo fue que los decisores comunitarios, empresariales, políticos y capacitadores capitalizaran experiencias para mejorar sus capacidades en el manejo y conservación de recursos naturales y en la formulación de políticas ambientales.

El proceso de elaboración e implementación del programa de monitoreo en el Bosque Comunitario Las Crucetas en la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (RAAN), formó parte del componente de uso sostenible de bosques del proyecto, y fue liderado por el CATIE, la Universidad de las Regiones Autónomas de la Costa Caribe Nicaragüense (URACCAN) y la Bluefields Indian and Caribbean University (BICU). Además, en este proceso participaron representantes locales de las siguientes organizaciones gubernamentales nicaragüenses: el Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARENA), la Secretaría de Recursos Naturales (SERENA), el Instituto Nacional Forestal (INAFOR) y la Procuraduría Regional del Medio Ambiente.

Presentación

¿Por qué se escribió esta guía?

Desde 1995 se desarrollan en América Latina procesos de certificación del manejo forestal como instrumento para mejorar su calidad y sostenibilidad, reconociendo el Consejo de Manejo Forestal (Forest Stewardship Council—FSC)—la organización certificadora no gubernamental más extendida en mesoamérica—la importancia del monitoreo ecológico en la adaptación y éxito de ese manejo.

Ejemplos regionales de aplicaciones de resultados del monitoreo ecológico, para efectos de mejoramiento del manejo forestal, son sin embargo escasos. En Costa Rica la Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (FUNDECOR) ha podido evidenciar los resultados del manejo forestal sostenible a través de la implementación de programas de monitoreo que confirman el bajo impacto de las operaciones forestales en la estructura y composición de los bosques intervenidos, permitiendo la formulación de planes para nuevas cosechas. Los resultados del monitoreo ecológico no sólo han aumentado la intensidad de las operaciones de aprovechamiento sino que han dado un alto perfil político y económico a algunos esquemas de manejo forestal en el país. Sin embargo, falta mucho para que ese monitoreo sea una herramienta útil y ampliamente utilizada en la región. Generalmente, el monitoreo no tiene objetivos claros, lineamientos sobre como aplicarlo (Finegan y otros 2004), ni inversión de capital humano o financiero (Zea 2003).

Como respuesta a esta situación, en 2004 el CATIE, la Universidad del Estado de Oregón y el WWF Centroamérica desarrollaron una guía de monitoreo del manejo forestal de bosques latifoliados tropicales (Finegan y otros 2004) para orientar a manejadores, certificadores y propietarios de bosque en el diseño y aplicación de programas de monitoreo ecológico relevantes y prácticos. Los enfoques y procedimientos metodológicos de dicha guía fueron validados en bosques húmedos tropicales certificados de la Región Autónoma del Atlántico Norte (RAAN) de Nicaragua (Ordoñez y otros 2006), y paralelamente se analizó el impacto del monitoreo en el análisis financiero del manejo forestal (Zea 2003).

¿Cómo se elaboró?

Ante el vacío de información en la literatura científica y técnica que oriente el monitoreo ecológico en pinares naturales, se utilizó la experiencia de elaboración de la línea base de indicadores para el monitoreo del manejo del Bosque Comunitario Las Crucetas en la RAAN, para adaptar los enfoques y procedimientos metodológicos de la guía elaborada por Finegan y otros (2004) para estos ecosistemas en particular. Expertos, profesores y estudiantes universitarios, profesionales de ONG, representantes de instituciones de gobierno, regentes forestales independientes y líderes comunitarios fueron consultados en talleres realizados en junio y noviembre de 2005 en Puerto Cabezas, Nicaragua. Dos personas de la comunidad que trabajaron previamente en la elaboración del plan de manejo, dos estudiantes de la URACCAN y profesionales del CATIE y de WWF Centroamérica, organización que apoya a esta comunidad en aspectos técnicos del manejo, participaron en la recolección de información en Las Crucetas entre enero y junio de 2006.

¿Cómo está organizada? ¿Cuáles son sus alcances?

Esta es una versión preliminar de la guía, ya que considera sólo la medición de línea base de los indicadores propuestos. Sin embargo, los fundamentos expuestos en la primera sección y los resultados de su aplicación en el Bosque Comunitario Las Crucetas mostrados en la segunda, pueden ser de utilidad para orientar el monitoreo del manejo de pinares naturales en México, Belice, Guatemala, Honduras y otras zonas de Nicaragua, los cuales constituyen poco más del 19% de los bosques naturales de estos países.



Sección 1

Aspectos conceptuales

1 El monitoreo ecológico y su importancia dentro del manejo forestal

1.1 ¿Qué es el monitoreo ecológico? ¿Por qué es importante?

En el contexto del manejo de bosques tropicales naturales para la producción de madera, y para propósitos de esta guía, definimos monitoreo ecológico como un **proceso de recolección de información usado para mejorar el manejo del bosque**.

El monitoreo permite determinar la ocurrencia, tamaño, dirección e importancia de los **cambios en las características del bosque como resultado de las operaciones de manejo**. Si se nota que tales cambios son indeseables, pueden reducirse o eliminarse modificando el plan de manejo. Por eso, el monitoreo debiera ser parte normal del proceso de manejo forestal.

El monitoreo es **ecológico** cuando los cambios relevantes se relacionan con la diversidad biológica del bosque—los seres que lo habitan y las comunidades que ahí se encuentran y que son manejadas—. Estos cambios pueden ser, por ejemplo, el área de bosque o las especies de aves presentes (Finegan y otros 2004).

Existe un consenso en que el manejo de los recursos naturales debe ser adaptativo para tener posibilidades de éxito. El manejo adaptativo se basa en un proceso de aprendizaje que considera la información reunida y la experiencia para mejorar el manejo. Una definición de este concepto, adaptada de Prabhu y otros (1999) sigue:

El proceso que provee los medios necesarios para manejar sistemas ecológicos y sociales dinámicos y complejos, reconociendo la incertidumbre inherente en el proceso, identificando tendencias inesperadas e identificando y corrigiendo los errores e impactos negativos de las medidas de manejo a través del aprendizaje continuo.

1.2 ¿Para qué se usa el monitoreo ecológico?

Algunas operaciones, por ejemplo en un proceso de certificación, pueden requerir invertir en monitoreo para poder demostrar que están cumpliendo con los requisitos del manejo forestal y que no están causando impactos inaceptables. Esto puede suceder si las operaciones de manejo son de naturaleza poco común o si se realizan en un Bosque de Alto Valor para la Conservación (ver Recuadro 1). Es decir, existen operaciones que requieren más monitoreo ecológico que otras, mientras algunas pueden de hecho requerir poco monitoreo o incluso ninguno.

El programa del monitoreo ecológico que es parte del manejo forestal aplicado por los socios de FUNDECOR en rodales de bosque latifoliado de Costa Rica es un buen ejemplo de lo anterior. Sus resultados han servido para demostrar objetivamente que, aun dentro de un esquema conservador, estos socios están cumpliendo con los requisitos de la certificación y que las prácticas de manejo y extracción no tienen efectos significativos en la estructura o composición de los rodales. Por lo tanto, no sólo no es necesario modificarlas para reducir su intensidad, sino que incluso es posible aumentar su intensidad en muchos casos, reduciendo ciclos y diámetros mínimos de corta y proyectando segundas cosechas.

Es interesante conocer que este programa de monitoreo ecológico reveló que la ubicación del bosque manejado en el paisaje hace una diferencia en su recuperación. En bosques conectados a otros bosques, la intensidad de la cosecha no afectó a las poblaciones de insectos indicadores de calidad de hábitat (escarabajos y mariposas); mientras que estas sí fueron afectadas en los bosques que estaban aislados.¹

Recuadro 1. El concepto de Bosques de Alto Valor para la Conservación

El concepto de Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC) fue establecido en el 2000 por el FSC e incluido como el Principio 9 en el estándar para la certificación del manejo forestal que promueve esta organización. Según este concepto, si los valores ambientales, socioeconómicos o culturales de un bosque son de importancia crítica o sobresaliente, el bosque puede ser definido como de alto valor para la conservación, y por tanto debe procurarse la conservación de tales atributos en caso de estar sujeto a manejo. Estos atributos son llamados Altos Valores para la Conservación (AVC).

En un BAVC bajo manejo se requiere implementar una estrategia de monitoreo que asegure que las actividades de manejo no impacten negativamente los AVC. En los casos en que estos AVC se encuentren relacionados con la biodiversidad, se requiere entonces el monitoreo ecológico.

En la guía para la identificación y manejo de BAVC (Jennings y otros 2002) se establecen seis tipos de estos bosques, así como los lineamientos de valoración para determinar si un bosque determinado cumple con los criterios del estatus de BAVC:

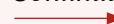
Los AVC relacionados con la biodiversidad del bosque son los siguientes:

- AVC1. Concentraciones significativas a nivel global, nacional o regional, de valores de la biodiversidad (p. ej., endemismo, especies en peligro, refugios).
- AVC2. Paisajes significativos a nivel global, nacional o regional con poblaciones viables de la mayoría o de todas las especies que ahí ocurren según sus patrones naturales de distribución y abundancia.
- AVC3. Ecosistemas raros, amenazados o en peligro.
-

Los AVC relacionados con la interacción entre el bosque y las comunidades locales son los siguientes:

- AVC4. Servicios básicos en situaciones críticas (por ejemplo, protección de cuencas, control de erosión).
- AVC5. Productos básicos para las comunidades locales (por ejemplo para subsistencia y salud).
- AVC6. Valores culturales, ecológicos, económicos o religiosos, identificados junto con las comunidades locales involucradas.

Continúa



¹ Obando, G. 2007. Monitoreo ecológico y manejo forestal en FUNDECOR. Comunicación personal.

Un BAVC puede ser una porción pequeña de un bosque, por ejemplo, una zona ribereña que protege el único arroyo que suple de agua potable a una comunidad, o un fragmento de un ecosistema raro. En otros casos, el BAVC puede constituir toda una unidad de manejo forestal (UMF), por ejemplo, cuando el bosque contiene varias especies amenazadas o en peligro de extinción. Una UMF puede también ser parte de un área mayor de bosque y ser definida como un BAVC si esta área 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 AVC. Cualquier tipo de bosque—sea boreal, templado o tropical, natural o plantado—puede ser potencialmente un BAVC, pues su designación se basa únicamente en la presencia de AVC en su interior (Jennings y otros 2002).

2 Aspectos básicos de la ecología y manejo de los pinares naturales tropicales

2.1 Condiciones de luz y suelo para su establecimiento y crecimiento

Los pinos son especies colonizadoras que necesitan mucha luz para crecer (pioneras heliófitas) pero que no son exigentes en calidad de suelo. Se establecen y crecen rápidamente en sitios sin perturbación humana reciente, sobre suelos degradados y poco profundos (Finegan y otros en preparación), en condiciones muchas veces desfavorables para las especies pioneras latifoliadas. Por ello es frecuente hallarlos colonizando superficies nuevas, sabanas, áreas de cultivo y de pastoreo abandonadas (Lamprecht 1990). Es fácil demostrar que especies como *Pinus oocarpa* dependen de suelos minerales desnudos para su establecimiento exitoso (Greaves 1979).

Como la regeneración de los pinos es inhibida por la escasez de luz, casi nunca está presente en bosques maduros, excepto en sitios con condiciones que impiden el establecimiento de especies latifoliadas (Lamprecht 1990, Swietenia Consultores 1995); pero en áreas con perturbación humana puede llegar a dominar la vegetación secundaria que reemplaza al bosque latifoliado, según se ha reportado para *P. oocarpa* (Finegan y otros, en preparación).

Por su intolerancia a la sombra, los pinos dependen del tamaño del claro para su regeneración, estableciéndose sólo en claros mayores a 1000 m² (Hernández Vásquez 1996).

2.2 Importancia de los incendios en la formación y mantenimiento de pinares

Las perturbaciones naturales, pero sobre todo las causadas por el hombre, tienen un papel importante en el mantenimiento de los pinares. Existe un consenso en que gran parte de la extensión actual del bosque de pino tropical y sabana de pino ha sido creada y es mantenida por el fuego (Denevan 1961, Taylor 1962, Taylor 1963, Mirov 1967, Skoglund 1992). La asociación de pastos y pinos favorece la propagación de incendios, y aquellos que destruyen todo el sotobosque pue-

den favorecer el establecimiento de los pinos al reducir la competencia de pastos y latifoliadas. Definitivamente, sin el fuego los pinares serían reemplazados por especies latifoliadas.

Los pinos tienen adaptaciones para tolerar el fuego, como el grosor de la corteza que evita daños al cambium (Finegan y otros en preparación) y la agrupación densa y en ángulos agudos de las acículas alrededor de las yemas terminales. Se afirma que por su mayor densidad de acículas cerca de las yemas, *P. caribaea* es más resistente a los incendios que *P. oocarpa* (Hudson y Salazar 1981).

Sin embargo, el fuego también puede inhibir la regeneración de los pinares, si es muy frecuente. La regeneración de un pinar necesita de tres a siete años consecutivos sin incendios para establecerse (Hudson y Salazar 1981; Denevan 1961 para *P. oocarpa*), un lapso de tiempo que está relacionado con el desarrollo de los árboles y su capacidad para tolerar el fuego. Las observaciones en áreas afectadas por incendios en Nicaragua demuestran cómo la mortalidad de la regeneración de pino se reduce significativamente con el aumento de altura y grosor de los individuos (Wolffsohn 1978): la proporción de individuos muertos después de un incendio fue de 93% para individuos con alturas entre 0.1 y 1.5 m; de 37% para individuos de 1.5 a 3.0 m de altura y dap entre 3.0 y 4.9 cm; y sólo 2% entre los individuos de 10 a 14.9 cm de dap.

Aunque los fuegos frecuentes tienden a ser de baja intensidad por la carencia de material combustible, eliminan las plántulas de pino pero no el matorral. El aumento del matorral inhibe la regeneración exitosa de pino, que se ve condenado a desaparecer de esos sitios (Hudson y Salazar 1981). Para Finegan y otros (en preparación) los regímenes actuales de fuegos en América Central se han convertido en un factor que degrada los bosques y sabanas de pino.

2.3 El desarrollo y las características ecológicas de los pinares

De acuerdo con el número de especies que lo componen, un rodal puede clasificarse como puro o mixto, y según Musálem y Fierros (1996), un rodal puro es aquel donde el 80% o más de sus individuos pertenecen a una sola especie. Se considera que los rodales puros representan etapas tempranas de desarrollo de una sucesión vegetal y se mantienen sólo como consecuencia de los incendios y de condiciones especiales de suelo.

Por otro lado, los rodales también pueden diferenciarse según su estructura horizontal. Una estructura coetánea corresponde a un bosque en el cual la mayor parte de los individuos tienen una misma edad, mientras que en una estructura discetánea los individuos tienen edades diferentes (Louman y otros 2001). Se considera que los bosques secundarios jóvenes frecuentemente tienen estructuras coetáneas.

Musálem y Fierros (1996) enfatizan varios procesos en el desarrollo en rodales de pinares: la alta mortalidad de plántulas de pino por la competencia por herbáceas en la fase de establecimiento, la competencia intraespecífica y el proceso de poda natural durante la fase de aclareo, y la aparición del sotobosque de latifoliadas después de la fase de aclareo, especies que eventualmente reemplazarían a los pinos de no producirse incendios. Si bien durante la fase de establecimiento del rodal habrá también plántulas de especies latifoliadas tolerantes a la sombra, después de un tiempo los pinos las desplazarán, pues crecen generalmente más rápido y forman un dosel cerrado (Hernández Vásquez 1996).

Estos procesos, unidos al gran tamaño de claros donde se regeneran hacen que generalmente los rodales de pino sean relativamente homogéneos en la composición de especies y edad de los árboles. Es decir, **los rodales de pino tienden a ser puros y coetáneos, características que corresponden a los bosques secundarios jóvenes.**

2.4 El sistema de aprovechamiento de madera en pinares

Las características ecológicas de los rodales de pino hacen que generalmente se aprovechen utilizando el **sistema silvicultural monocíclico**. En la práctica, esto se traduce en la remoción del rodal en una sola corta, con la excepción de un número reducido de árboles semilleros (**método de regeneración por semilleros**). Estos árboles se distribuyen en forma aislada o en grupos, líneas o fajas, y deberían ser seleccionados considerando su producción de semillas, resistencia al viento, amplitud y espesura de copas, fortaleza de fustes y desarrollo de sistemas radicales.

Al igual que con la tala rasa, los impactos más probables del uso del método de regeneración por semilleros son la erosión del suelo y el cambio drástico del microclima, ya que la cobertura que dan los árboles semilleros no es suficiente para proteger el suelo de la radiación solar, la lluvia y el viento.

Además de la corta de remoción inicial, hay que considerar que los tratamientos silviculturales post-cosecha, como los raleos, pueden producir cambios marcados en las condiciones de hábitat para muchas especies.

3 El diseño de un programa de monitoreo ecológico para pinares naturales

3.1 El monitoreo ecológico como parte del proceso de manejo del bosque

El monitoreo ecológico no es algo independiente del proceso de manejo del bosque, más bien es uno de los pasos necesarios para asegurar el cumplimiento de objetivos de manejo previamente establecidos. En esta guía revisaremos las bases para definir los objetivos del programa de monitoreo, seleccionar los indicadores a ser medidos, establecer límites o valores para los indicadores medidos y establecer un protocolo para la medición de indicadores (pasos 5 al 8 de un proceso de manejo forestal adaptativo, ver el Recuadro 2).

Recuadro 2. Proceso del manejo forestal adaptativo (adaptado de Finegan y otros 2004).

El proceso de manejo forestal adaptativo (ver definición en la sección 1.1) de pinares naturales debe considerar las siguientes tareas:

1. Definir los **objetivos de manejo del bosque**. En el caso de pinares naturales el objetivo de manejo se refiere principalmente a la obtención de madera.
2. Identificar los **AVC** (ver Recuadro 1). Si el bosque a ser manejado tiene AVC y si se está interesado en la certificación del FSC.
3. Identificar los **impactos negativos** de las principales actividades de manejo sobre el bosque (incluyendo los AVC).
4. Establecer **medidas de mitigación** para reducir los impactos negativos de las actividades de manejo.
5. Definir los **objetivos del programa de monitoreo**.
6. Seleccionar los **indicadores** a ser medidos en el programa de monitoreo.
7. Establecer umbrales o **límites** para los indicadores “que activen” una respuesta en el manejo (usualmente un cambio en las operaciones de manejo).
8. Establecer un **protocolo para la medición** de indicadores (muestreo, periodicidad, métodos de medición, entre otros).
9. Monitorear las **operaciones** de acuerdo con el esquema establecido.
10. Adaptar las **actividades de manejo y el plan de manejo** (volver al punto 4).

3.2 Definición de los objetivos del plan de monitoreo

Un rodal de pino aprovechado recientemente bajo un sistema monocíclico presentará características estructurales y de composición diferentes a las del rodal original o a las de los rodales cercanos no aprovechados. Por ejemplo, la densidad y el área basal de árboles por hectárea habrá disminuido significativamente y la mayor parte del área estará descubierta.

Conforme pase el tiempo, el proceso de regeneración restablecerá las condiciones originales del bosque para ser de nuevo aprovechado. El tiempo transcurrido para que esto suceda, sin embargo, es muy variable y depende principalmente de las condiciones del sitio, del manejo (por ejemplo, cuántos árboles o área se destinó para proveer semilla y dónde) y de la frecuencia e intensidad de incendios.

Entonces, el **monitoreo ecológico del impacto del manejo en pinares bajo sistemas monocíclicos debe enfocarse en su proceso de regeneración**, evaluando a través del tiempo lo siguiente:

- Los **cambios en el estado del rodal**, como estructura, composición y diversidad de la vegetación.
- Los **factores que afectan a estos procesos de regeneración**, como los incendios y el ataque de plagas.

3.3 La selección del conjunto de indicadores

Decidir qué monitorear es trascendental para el éxito de un programa de monitoreo, pues el uso de indicadores mal seleccionados provocará pérdida de tiempo y dinero. El criterio fundamental es que **los indicadores seleccionados deben estar estrechamente relacionados con los impactos del manejo y aprovechamiento.**

Las estrategias de monitoreo actuales proponen partir de un conjunto básico de indicadores simples—enfoque de **filtro grueso**—y la consideración de un conjunto mayor de elementos—enfoque de **filtro fino**—sólo en situaciones particulares.

El enfoque de **filtro grueso**—el eje de esta guía—abarca el monitoreo de los cambios de estructura y composición del **rodal** como medidas indirectas de la biodiversidad; mientras que el enfoque de **filtro fino** contempla el monitoreo de la respuesta de especies o grupos de especies a la perturbación. La evaluación de poblaciones de especies arbóreas claves para la sobrevivencia de especies animales amenazadas es un ejemplo de la aplicación de este último enfoque.

Mientras los indicadores del enfoque de filtro grueso son básicos para el manejo del rodal y deberían ser utilizados en cualquier proceso de manejo forestal adaptativo, no siempre se recomienda utilizar los indicadores de filtro fino. Las consideraciones para la inclusión de indicadores del enfoque de filtro fino se muestran en el Recuadro 3.

Recuadro 3. Consideraciones para la inclusión de indicadores del enfoque de filtro fino en un programa de monitoreo ecológico.

Es deseable incluir indicadores relacionados con la respuesta de especies (filtro fino) sólo si

1. Las especies arbóreas a ser cosechadas tienen poblaciones susceptibles a declinar o a desaparecer a nivel local.
2. La intensidad del manejo será alta y se prevé que afectará drásticamente a especies diferentes de las cosechadas o a taxones de importancia ecológica o para la economía local.
3. El bosque donde está la UMF tiene especies de flora o fauna endémicas, amenazadas o en peligro de extinción (pudiendo estar designado como BAVC, ver Recuadro 1).
4. La respuesta de las especies no tiende a estar altamente correlacionada con los aspectos de la composición y estructura del bosque, como sería el caso de muchas especies de fauna generalistas.
5. La información del monitoreo puede tener una aplicación clara en el ajuste del plan y de las actividades de manejo, o puede ser útil para demostrar los impactos del manejo.
6. Se cuenta con recursos para conducir un programa de monitoreo científicamente riguroso.
7. El tamaño de la operación de manejo permite costear las actividades de monitoreo.

En el contexto de los programas de monitoreo que se desea promover a partir del uso de esta guía, no recomendamos incluir indicadores relacionados con otros procesos (reales o potenciales) que afecten negativamente los valores del bosque (por ejemplo, cambio de uso de la tierra, cacería y cosecha ilegal de madera y productos no maderables). Se asume que estos procesos estarán identificados en el plan de manejo y que serán manejados y reducidos. Ante la ausencia de un manejo acertado para reducir estas amenazas, el aporte del monitoreo será marginal.

La Tabla 1 muestra el conjunto de indicadores propuestos para el monitoreo ecológico del manejo y aprovechamiento de pinares naturales tropicales bajo el método de árboles semilleros, así como la justificación para su inclusión. En consecuencia con los objetivos definidos del plan de monitoreo, incluyen:

- Cuatro indicadores relacionados a las características del rodal (enfoque de filtro grueso).
- Dos indicadores relacionados con la respuesta de grupos de especies a la perturbación (enfoque de filtro fino) al cual se ha sumado la respuesta de una comunidad (vegetación ribereña).
- Dos indicadores relacionados a los factores que afectan la regeneración (incendios y ataque de plagas).

El conjunto seleccionado no incluye indicadores de estructura vertical, como por ejemplo de apertura del dosel o de número de estratos de altura de vegetación, debido a que, por naturaleza, los pinares son ecosistemas relativamente abiertos, con muchos y extensos claros, y presentan pocos estratos, normalmente un sotobosque abierto de palmas, pinos y latifoliadas, y un dosel superior de pinos con poca cobertura. Tampoco proponemos evaluar grupos de fauna importantes para la sostenibilidad ecológica, como es el caso de los mamíferos terrestres, pues los pinares presentan una capa gruesa de hojarasca y de acículas que impide la impresión de huellas, el método más práctico y difundido para evaluar este grupo.

Es deseable que los manejadores modifiquen este conjunto, incluyendo en sus programas de monitoreo otros indicadores relevantes a las condiciones particulares de las unidades de manejo como, por ejemplo, especies importantes económicamente o con papeles ecológicos especiales, considerando que siempre será necesario justificar la inclusión de indicadores adicionales con base en información técnica y científica. Por ejemplo, si se considera importante monitorear una especie amenazada, habrá necesidad de consultar las listas especializadas de especies (CITES, por ejemplo) donde se indique la categoría en que se encuentra esa especie.

Tabla 1. Conjunto de indicadores propuesto para el monitoreo ecológico de pinares naturales tropicales.

Dimensiones	Variables	Indicadores	Justificación
Características del rodal	Estructura horizontal de la especie sujeta a manejo	1. Distribución de pinos con dap ≥ 5 cm (N / ha) total y por clase diamétrica	<ul style="list-style-type: none"> Están ligados a operaciones de manejo de forma clara y directa. Existe un adecuado conocimiento de su respuesta a las operaciones de manejo. Son fáciles de medir y su monitoreo puede integrarse a las operaciones de inventario y a los estudios de crecimiento y rendimiento. Las especies más afectadas son aquellas donde se concentra la cosecha o la aplicación de tratamientos silviculturales. Proveen una medida indirecta de la condición del hábitat para muchos organismos.
		2. Área basal de pinos con dap ≥ 5 cm (G / ha) total y por clase diamétrica	
	Composición florística	3. Abundancia relativa de especies vegetales	
	Regeneración natural	4. Número de plántulas de pinos, latifoliadas y palmas	
Especies animales amenazadas	Especies clave para la sobrevivencia de especies animales	5. Distribución de latifoliadas con dap ≥ 5 cm (N lat / ha) total y por clase diamétrica	<ul style="list-style-type: none"> La conservación de la fauna frugívora amenazada dentro de la UMF debe considerar la protección y el monitoreo de las poblaciones de especies vegetales de las cuales dependen. Las latifoliadas son un elemento importante de la biodiversidad en pinares y proveen de recursos a la fauna que allí se encuentra. Los frutos de algunas especies de palmas son parte de la dieta de varias especies animales, y el manejo forestal puede afectar las poblaciones de palmas por eliminación directa o por daños durante la cosecha de madera.
		6. Abundancia total de palmas con dap ≥ 5 cm (N palmas / ha)	
	Hábitat especiales	7. Extensión de vegetación ribereña dentro de la UMF (ha)	

Continúa



Procesos de perturbación	Incendios	8. Frecuencia de modelos de carga de combustible sobre el suelo (número / ha).	<ul style="list-style-type: none"> • Los pinares dependen del fuego para los procesos de regeneración, pero fuegos frecuentes e intensos puede degradarlos. • El tipo de incendio (de subsuelo, de superficie o de copas) y su propagación dependen del tipo y de la disposición del material combustible sobre el terreno, tanto en el plano horizontal como vertical. La acumulación de material vegetal combustible determina el riesgo potencial de incendios.
	Plagas y enfermedades	9. Abundancia de individuos de pino ≥ 10 cm de dap atacados por <i>D. frontalis</i> (número/ha)	<ul style="list-style-type: none"> • El ataque de pinos por gorgojo (<i>Dendroctonus frontalis</i>, Coleoptera: Scolytidae) se ha convertido en una amenaza para la sostenibilidad ecológica y productiva de los pinares en muchas regiones del trópico americano.

3.4 Establecimiento de niveles de recuperación para los indicadores

Una vez definidos qué indicadores monitorear, es importante establecer los niveles de recuperación de estos indicadores para poder interpretar los resultados del monitoreo, aun con el poco conocimiento actual de los impactos ecológicos del manejo en pinares naturales tropicales, y de la variabilidad de los indicadores de recuperación de las características originales del bosque.

Para definir niveles aceptables de recuperación en los rodales aprovechados bajo sistemas monocíclicos proponemos utilizar:

- Las características de los rodales de diferentes edades de la zona, preferiblemente aquellos ubicados dentro de las áreas que serán intervenidas, como referencia de los cambios de estructura, composición y diversidad de la vegetación, entre otros cambios, del rodal aprovechado.
- Las características de los procesos naturales que afectan los procesos de recuperación, como la frecuencia y magnitud de los incendios.
- Para definir niveles aceptables de recuperación de las características de los rodales aprovechados es necesario:
- Medir las características de los rodales jóvenes y maduros de las áreas que serán intervenidas, en lo posible como parte de las actividades de planificación del manejo, para reducir costos. Resulta deseable, más no imprescindible, el empleo de parcelas permanentes de muestreo (PPM). A través de estas parcelas es posible caracterizar mejor el proceso de recuperación de los rodales y sus cambios temporales en términos de indicadores de estructura, composición y diversidad de plantas.
- Determinar la relación de estos valores con la edad de los rodales, información que debe estar presente en el plan de manejo.

Recomendamos seleccionar una muestra de rodales que cubra el gradiente de edades del bosque productivo, así como rodales jóvenes (por ejemplo con menos de 20 años de desarrollo). Esto permitiría al manejador determinar cómo avanza el proceso de restauración a pocos años después del aprovechamiento de los rodales manejados.

- Construir un marco de expectativas de recuperación de los indicadores en los rodales aprovechados, de acuerdo al tiempo transcurrido desde la cosecha de madera.

Recomendamos primero agrupar los rodales de las áreas que serán intervenidas por edades (por ejemplo de 0 a 10 años, de 10 a 20 años, etc.), y calcular para cada grupo el promedio y la desviación estándar (SD) de los indicadores. Es importante resaltar que, para la aplicación de

los enfoques de esta guía, es necesario tener estimados confiables de la edad de los rodales. Con los valores obtenidos se pueden establecer niveles de recuperación de los indicadores para los rodales manejados de acuerdo a la edad de aprovechamiento de la siguiente forma: a) el promedio \pm una desviación estándar se consideraría como un rango de valores que indica que los bosques aprovechados presentan un **nivel de recuperación alto**; b) el promedio \pm dos desviaciones estándar comprende un rango de valores que denotan un **nivel de recuperación medio**; y c) el promedio \pm tres desviaciones estándar comprende un rango de valores que denotan un **nivel de recuperación bajo** (ver Figura 1).

- Establecer niveles aceptables e inaceptables de recuperación para decidir si es necesario o no hacer modificaciones al manejo.

Consideramos que el nivel de recuperación alto constituye siempre un nivel aceptable de recuperación. Habrá entonces que definir cual de los otros niveles de recuperación posibles—medio o bajo—se tomará como un nivel de recuperación inaceptable. Esto dependerá de factores como la experiencia del manejador y su conocimiento de la respuesta del indicador en el tiempo, la relevancia del indicador, y la variabilidad de los datos obtenidos. Recomendamos que en la mayoría de los casos se defina el nivel de recuperación medio como inaceptable, y que en situaciones especiales esa condición se escoja para el nivel de recuperación bajo. Por ejemplo un nivel de recuperación medio puede tenerse como inaceptable en el caso de que exista un gran interés en conservar un grupo particular de especies; por el contrario, los niveles de recuperación bajos pueden ser definidos como inaceptables cuando la conservación no es un objetivo prioritario para el indicador que se monitorea.

Para establecer el nivel de recuperación del rodal para los valores de los indicadores propuestos se calculará para cada indicador el promedio y el intervalo de confianza al 95% en las áreas aprovechadas. El intervalo de confianza al 95% para una variable puede ser calculado como:

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

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% de un indicador traslapa el rango de valores esperados de recuperación para ese indicador definido como inaceptable, según el tiempo de desarrollo del rodal, entonces se puede argumentar que existe una probabilidad razonable de que el proceso de recuperación del rodal, para ese indicador en particular, se desarrolla de forma inaceptable. Dicho en otra forma, en una situación como esta el manejador no tiene un 95% de certeza de que el rodal ha recuperado de forma aceptable los valores del indicador evaluado y por tanto es necesario realizar ajustes a las actividades de manejo para asegurar que el indicador alcance valores de recuperación aceptables.

Para una mejor comprensión del establecimiento de niveles de recuperación veamos los siguientes ejemplos hipotéticos.

Ejemplo 1. De acuerdo con el marco general de expectativas de recuperación creado a partir del monitoreo en rodales jóvenes y maduros, se espera que un bosque de 25 años de edad tenga entre 30 y 45 árboles de pino por hectárea ≥ 10 cm de dap, números que corresponden a los niveles de recuperación medio y alto respectivamente², habiéndose definido el nivel de recuperación medio como inaceptable.

Al evaluar la densidad de árboles de pino en parcelas de un rodal aprovechado hace 25 años se obtiene un promedio de 20 árboles ≥ 10 cm de dap por ha con un intervalo de confianza al 95% de 7. El promedio más el IC del área en recuperación apenas alcanza el valor de 27, no llegando a ubicarse dentro del rango de 30 a 45 árboles establecido como el rango aceptable esperado para ese rodal de acuerdo a su edad de desarrollo.

Se concluiría que el nivel de recuperación es inaceptable para el indicador número de árboles de pino ≥ 10 cm de dap, por lo que debería realizarse algún tipo de actividad dentro del rodal para aumentar la densidad de árboles de pino. Esto podría lograrse favoreciendo el aumento en el crecimiento diamétrico de los árboles en el rodal o favoreciendo los procesos de regeneración a través de, por ejemplo, el control en la frecuencia de incendios.

Ejemplo 2. Siguiendo con la construcción del marco de expectativas de recuperación y del establecimiento del grado de recuperación en rodales aprovechados, mostramos la comparación de valores e intervalos de confianza (IC) para un indicador Y, medidos a través del tiempo en un rodal. En el caso a) el valor promedio y el IC al 95% del indicador en el rodal con edad de aprovechamiento menor a 10 años traslapa el nivel de recuperación medio, considerado en este ejemplo como inaceptable. De esta forma se tendría que para este rodal el nivel de recuperación es inaceptable. En el caso b) se tiene el rodal con edad de aprovechamiento entre 10 y 20 años; aquí el promedio más el IC van más allá del nivel de recuperación medio y traslapan el nivel de recuperación bajo, también en este caso el grado de recuperación es inaceptable. Finalmente se tiene el caso c) donde el promedio más el IC está por arriba del nivel de recuperación medio y no lo traslapan, teniéndose entonces un nivel de recuperación aceptable.

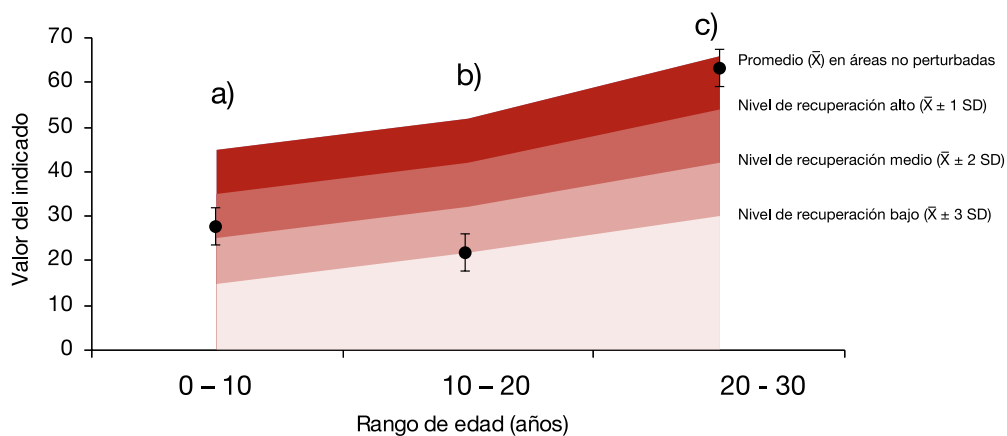


Figura 1. Ejemplo hipotético de la construcción del marco de expectativas de recuperación y del establecimiento del grado de recuperación en rodales aprovechados para un indicador X.

² El promedio en los rodales no intervenidos de 25 años de edad es igual a 60 árboles y el desvío estándar (SD) es 15.

3.5 Establecimiento de protocolos para la medición de indicadores

Consideraciones de muestreo, tamaño y disposición de unidades muestrales en campo

Para el monitoreo de elementos de estructura y composición de plantas proponemos establecer parcelas establecidas a lo largo de transectos. Las parcelas pueden ser temporales o permanentes. Las parcelas permanentes de medición (PPM) permiten dar un mejor seguimiento de los cambios de los rodales y relacionar mejor estos cambios a los eventos causales, como incendios o ataques de plagas. Su instalación supone, sin embargo, un costo mayor que la instalación de parcelas temporales. Sea que se usen PPM o parcelas temporales, la validez de los resultados dependerá de que se sigan procedimientos adecuados de muestreo, que tomen en consideración, entre otras cosas, aspectos de estratificación, tamaños de muestra e independencia entre unidades muestrales.

El tamaño de las parcelas dependerá de la naturaleza del indicador a evaluar, como el nivel de dificultad de su evaluación y la cantidad de información necesaria para tener un cierto grado de confiabilidad. Por ejemplo parcelas grandes (1 ha, 50 m x 50 m) proveen datos de mayor confiabilidad estadística que parcelas medianas (20 m x 20 m) o pequeñas (10 m x 10 m) para la evaluación de indicadores como abundancia o área basal de árboles grandes. La variabilidad de los datos para estos indicadores suele ser mayor cuando se toma en áreas pequeñas. Para otros indicadores, como el caso de la regeneración de pinos, palmas y latifoliadas, el esfuerzo de evaluarlo en parcelas grandes puede ser muy grande—debido a su alta abundancia—, siendo entonces recomendable utilizar parcelas medianas o pequeñas.

Habrán casos donde los datos registrados en parcelas pequeñas son muy escasos, como cuando se evalúa una especie rara o cuando la regeneración de una especie por una condición particular—p.e. fuego—es muy escasa; aquí habría entonces que utilizar parcelas grandes de 50 m x 50 m, o incluso considerar la posibilidad de emplear métodos de muestreo donde se realicen censos totales en áreas grandes (por ejemplo fajas de 25 m x 100 m, o como las técnicas utilizadas en los censos para la planificación del aprovechamiento), con el propósito de obtener un tamaño de muestra lo suficientemente grande para análisis.

El distanciamiento entre unidades de muestreo debe ser tal que se logre tener independencia entre ellas. También habrá aspectos de tamaño y forma del rodal que deberán considerarse para ubicar un número adecuado de transectos y parcelas en campo. La Tabla 2 muestra la disposición recomendada para el establecimiento de los diferentes tamaños de parcela y los indicadores que se sugiere medir en cada una de ellas.

Tabla 2. Disposición recomendada para el establecimiento de los diferentes tamaños de parcela.

Tamaños de parcelas	tamaño (m)	distancia entre parcelas a lo largo del transecto (m)	distancia entre transectos (m)	Indicadores* (ver Tabla 1)
grandes	50 x 50	100-150	150 - 300	1, 2, 3, 5, 6, 9
medianas	20 x 20 25 x 50	50-100	50 - 100	4
pequeñas	10 x 10	50-100	50 - 100	8

* Si se encuentran muchos individuos en las áreas, los indicadores de estructura podrían evaluarse en parcelas medianas o incluso pequeñas, y, al contrario, de encontrarse pocos individuos se sugiere el uso de parcelas grandes (como podría ocurrir para los indicadores 3 y 4)

Recolección, proceso y análisis de datos

Indicador 1. Distribución de pinos con dap ≥ 5 cm de dap (N / ha) total y por clase diamétrica

Contar todos los individuos de pino con dap ≥ 5 cm en parcelas de 50 m x 50 m y anotar para cada individuo el dap (ver las características y disposición de las parcelas en la Tabla 2). En caso de rodales mixtos registrar para cada individuo de pino la especie a la que pertenece. Las evaluaciones para pinos pueden realizarse siguiendo protocolos de medición estándares para parcelas permanentes como los que detallan Camacho Calvo (2000) y Alder y Synnot (1992).

Para los análisis se requiere calcular el promedio del número de individuos total y por clase diamétrica por hectárea y sus respectivos intervalos de confianza (IC) al 95%. Las clases diamétricas pueden ser establecidas de la siguiente forma: 5–9.9 cm de dap, 10–19.9 cm de dap, 20–29.9 cm de dap, etc. Para rodales mixtos los análisis pueden ser para el total de pinos y para especies individuales de pino.

Indicador 2. Área basal de pinos con dap ≥ 5 cm de dap (G / ha) total y por clase diamétrica

Medir el dap de todos los individuos de pino ≥ 5 cm de dap en parcelas de 50 m x 50 m (a la vez que se realiza su conteo, ver indicador 1), y calcular el promedio de área basal, en m² por hectárea total y por clase diamétrica, y sus respectivos intervalos de confianza (IC) al 95%. Las clases diamétricas pueden ser establecidas de la siguiente forma: 5–9.9 cm de dap, 10–19.9 cm de dap, 20–29.9 cm de dap, etc. Para rodales mixtos los análisis pueden ser para el total de pinos y para especies individuales de pino.

Indicador 3. Abundancia relativa de especies vegetales

El área de la parcela para la medición de este indicador dependerá del tamaño de la especie y su abundancia (ver consideraciones de muestreo al inicio de la sección 3.5). Si la especie es pequeña y su abundancia alta, se recomienda utilizar parcelas medianas o pequeñas (ver Tabla 2), por ejemplo en caso de evaluar individuos de especies comunes > 1 m de altura y ≤ 5 cm de dap. Si la especie tiene tamaño grande (por ejemplo ≥ 5 ó ≥ 10 cm de dap) y es abundante proponemos utilizar parcelas de 50 x 50 m o la mitad de ellas, dependiendo de la densidad de los individuos (ver Tabla 2). Si la especie es escasa—sea grande o pequeña—deberá utilizarse parcelas grandes, o incluso otros métodos de muestreo que consideren la evaluación de grandes áreas, como fajas de 25 m x 100 m. Sea cual sea la situación se deberá registrar dentro de cada parcela o unidad de muestreo todos los individuos de las especies seleccionadas.

Puede llegar a ser necesario establecer parcelas permanentes y ubicar en mapas los individuos de las especies de interés, con el propósito de monitorear las dinámicas de sus poblaciones.

Debido al alto costo que supone el monitoreo de especies individuales, sea cual sea el método de muestreo utilizado, recomendamos evaluar este indicador sólo cuando las siguientes condiciones se cumplen:

1. La especie es suficientemente abundante en parcelas 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).

Para evaluar este indicador hay que calcular la abundancia relativa promedio por unidad de muestreo de las especies monitoreadas, en diferentes clases de tamaños y sus intervalos de confianza al 95%. Si se cuenta con parcelas permanentes se deberá mostrar los individuos reclutas y los muertos para cada periodo de medición, según la siguiente ecuación

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

donde

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

Los parámetros de la dinámica de las poblaciones de especies deberán presentarse como promedios más IC al 95%.

Indicador 4. Número de plántulas de pino, latifoliadas y palmas

Contar todos los individuos de pinos, latifoliadas y palmas ≥ 1 m de altura y ≤ 4.9 cm de dap. El tamaño de parcela para evaluar este indicador puede variar dependiendo de la densidad de los elementos a medir. Puede ser que para este tamaño de vegetación la densidad sea baja, por ejemplo en rodales muy afectados por incendios, debiéndose utilizar parcelas grandes u otras técnicas especiales de muestreo (ver Tabla 2 y consideraciones de muestreo al inicio de la sección 3.5); también puede suceder que la abundancia sea tanta que deba utilizarse parcelas medianas o pequeñas. Puede perfectamente suceder que para un elemento se necesite un tamaño de parcela (por ejemplo, palmas) y para otro sea más conveniente usar otro tamaño. Habrá que analizar la situación en cada caso y adecuar la estrategia de muestreo.

Para cada elemento evaluado hay que calcular el promedio del número de individuos total por hectárea y su respectivo intervalo de confianza (IC) al 95%.

Indicador 5. Distribución de latifoliadas con dap ≥ 5 cm (N lat / ha) total y por clase diamétrica

Contar y medir el dap de todos los individuos de especies latifoliadas con dap ≥ 5 cm, utilizando parcelas grandes de muestreo (ver Tabla 2 y consideraciones de muestreo al inicio de la sección 3.5). Las evaluaciones para latifoliadas pueden realizarse siguiendo los protocolos de medición estándares para parcelas permanentes como los que detallan Camacho Calvo (2000) y Alder y Synnot (1992).

Calcular el promedio del número de individuos total y por clase diamétrica de latifoliadas por hectárea y sus respectivos intervalos de confianza (IC) al 95%. Las clases diamétricas pueden ser establecidas de la siguiente forma: 5–9.9 cm de dap, 10–19.9 cm de dap, 20–29.9 cm de dap, etc.

Indicador 6. Abundancia total de palmas con dap \geq 5 cm (N palmas/ha)

Contar todos los individuos de palmas con dap \geq 5 cm en parcelas de 50 x 50 m (ver Tabla 2 y consideraciones de muestreo al inicio de la sección 3.5). Al evaluar cada palma enraizada dentro de la parcela, resulta importante considerar si se trata de una palma con un solo eje o si se trata de palmas clonales (una palma con muchos tallos que forman macoyas o cepas). En el caso de las clonales, se debe tener claro que los grupos de tallos con una base común (una cepa o macoya) representan sólo un individuo.

Si la densidad de palmas fuera muy alta y requiriera mucho tiempo para su medición, podrían utilizarse parcelas de tamaño mediano.

Registrar para cada individuo de palma la especie a la que pertenece y el número de tallos que presenta. Las identificaciones pueden hacerse a nivel de nombre científico o nombre común, pues a menudo las palmas son muy bien conocidas por el personal de campo y pobladores locales. Debido a la importancia de las palmas para las personas de las comunidades, puede ser importante registrar los casos de cosecha de palmas para determinar los impactos de las cosechas sobre sus poblaciones.

Se recomienda reunir la información del número total de individuos de palmas y de especies individuales para cada una de las parcelas evaluadas del rodal manejado y calcular un promedio por hectárea con un IC al 95%.

Las evaluaciones para palmas pueden realizarse siguiendo los protocolos de medición estándares para parcelas permanentes como los que detallan Camacho Calvo (2000) y Alder y Synnot (1992).

Indicador 7. Extensión de vegetación ribereña dentro de la UMF (ha)

En fragmentos de vegetación ribereña menores a 2 ha puede utilizarse el método “espinas de pescado”, para cuya aplicación se necesita sólo brújula y cinta métrica. Consiste en trazar y medir una línea que recorre el largo de un parche de vegetación (línea madre). A partir de esta línea se trazan y se miden sistemáticamente líneas secundarias equidistantes trazadas de un borde al otro. Las líneas secundarias se establecen en forma perpendicular a partir de la línea madre. El largo promedio de las líneas secundarias se multiplica por el largo de la línea madre para obtener un estimado del área total del fragmento. La Figura 2 muestra cómo aplicar este método en el campo.

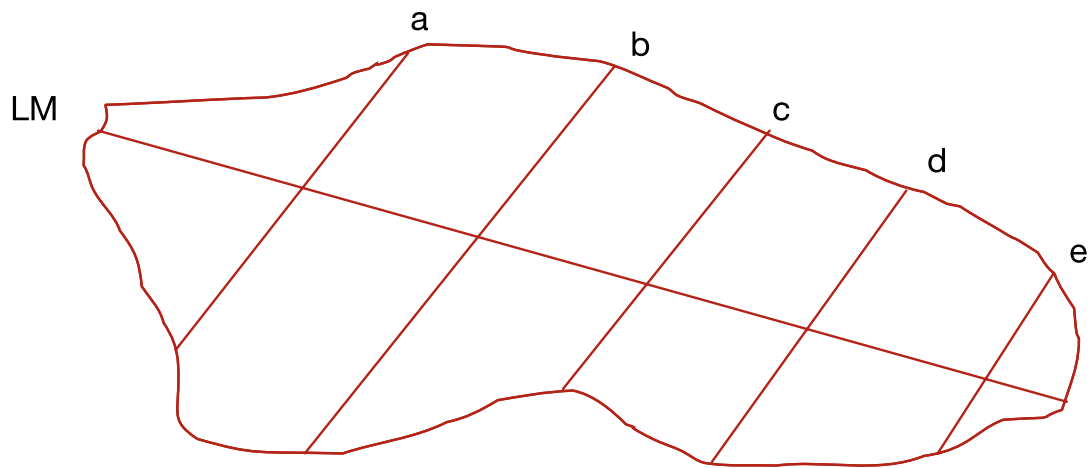


Figura 2. Cálculo del área de parches de vegetación mediante la técnica conocida como “espina de pescado”. Para calcular el área se emplea la siguiente fórmula:

$$A = \left(\frac{a + b + c + d + e + \dots + n}{n} \right) \times LM$$

donde:

A: área del parche de vegetación

LM: longitud de la línea madre

a, b, c, d, e: longitud de segmentos perpendiculares a la línea madre que van de un borde a otro del parche

n: número de segmentos

En fragmentos mayores a 2 ha, se recomienda usar un lector GPS (Sistema de Posicionamiento Global) para la toma de datos y software para la edición de cartografía digital, como Surfer o ArcView. El método consiste en seguir cuidadosamente el perímetro de cada fragmento anotando las lecturas de coordenadas que da el GPS en distintos puntos cuando existen cambios fuertes de dirección.

En caso de que haya muchos fragmentos de bosque ribereño, podría seleccionarse algunos, de acuerdo con un criterio de priorización (por ejemplo, extensión o presencia de particularidades) y evaluar sólo estos, para reducir los costos de medición de este indicador.

Se propone evaluar este indicador cada cinco años o cuando se sospeche que están ocurriendo reducciones significativas de estos ecosistemas.

Se recomienda elaborar un mapa que muestra la forma y la estimación del perímetro y área de los fragmentos de vegetación ribereña en la UMF y comparar las áreas de los fragmentos con mediciones previas para conocer si hay una reducción o aumento. Un valor límite de reducción, por ejemplo, puede ser el 10% del área total. Si la reducción del área de al menos un bosque ribereño alcanza ese valor, el plan de manejo deberá contemplar acciones para restablecer el área original.

Indicador 8. Frecuencia de modelos de carga de combustible sobre el suelo (número/ha)

Proponemos utilizar los modelos de Rothermel (1972) para la caracterización de los elementos principales que componen el material combustible de los pinares (pastos, matorral, hojarasca y restos de corta y otras operaciones silviculturales) (Tabla 3). Estos modelos pueden ser evaluados en parcelas pequeñas distribuidas sistemáticamente a lo largo de transectos (ver Tabla 2)

Calcular la frecuencia por hectárea de los modelos descritos para cada uno de los grupos en el rodal con un IC al 95%.

Indicador 9. Abundancia de individuos de pino ≥ 10 cm de dap atacados por *D. frontalis* (número/ha)

Utilizar parcelas grandes de muestreo o técnicas especiales para evaluar áreas grandes (ver Tabla 2 y consideraciones de muestreo al inicio de la sección 3.5) y registrar todo individuo de pino ≥ 10 cm de dap que muestre evidencias claras del ataque de *D. frontalis* (enrojecimiento de acículas, señales de resina en los troncos y presencia de galerías en la madera, entre otras). Calcular el promedio de árboles atacados por *D. frontalis* por hectárea con un IC al 95%.

Tabla 3. Descripción de los modelos de combustible de Rothermel (1972).

Grupo	Modelo	Descripción
Pastos	1	Pasto fino, seco y bajo, que recubre completamente el suelo. El matorral o arbolado se encuentra disperso y la cobertura de la vegetación del matorral o arbolado ocupa menos de un tercio del área. Carga de combustible (materia seca): 1–2 t/ha.
	2	Pasto fino, seco y bajo, que recubre completamente el suelo. La cobertura del matorral o arbolado ocupa de uno a dos tercios de la superficie. Carga de combustible (materia seca): 5–10 t/ha.
	3	Pasto grueso, denso, seco, alto (más de 1 metro). Puede haber algunas plantas leñosas dispersas. Carga de combustible (materia seca): 4–6 t/ha.
Matorral	4	Matorral joven denso, con alturas cercanas a 2 metros. Carga de combustible (materia seca): 23–35 t/ha.
	5	Matorral joven y denso de menos de 1 metro de altura. Poco material muerto. Carga de combustible (materia seca): 5–8 t/ha.
	6	Matorral similar al modelo 5 con restos de cortas de matorral. Carga de combustible (materia seca): 10–15 t/ha.
	7	Matorral poco denso con alturas cercanas, pero menores, a 2 m, o sotobosque de pinares. Carga de combustible (materia seca): 10–15 t/ha.
Hojarasca bajo arbolado	8	Bosque denso con hojarasca compacta y poco matorral. Carga de combustible (materia seca): 10–12 t/ha.
	9	Similar al modelo 8 pero con hojarasca menos compacta. Carga de combustible (materia seca): 10–12 t/ha.
	10	Bosque con material leñoso caído como consecuencia de cortas, vientos, plagas, etc. Carga de combustible (materia seca): 30–35 t/ha.
Restos de corta y operaciones silvícolas	11	Bosque ralo (poco denso). Restos de poda o zonas abiertas con plantas herbáceas rebrotando. Carga de combustible (materia seca): 30–35 t/ha.
	12	Predominio de los restos sobre el arbolado. Restos de poda cubriendo todo el suelo. Carga de combustible (materia seca): 50–80 t/ha.
	13	Grandes acumulaciones de restos de más de 76 mm de diámetro cubriendo todo el suelo. Carga de combustible (materia seca): 100–150 t/ha.



Sección 2

Monitoreo ecológico del manejo forestal en el Bosque Comunitario Las Crucetas

4 Antecedentes

4.1 El desarrollo forestal en la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (RAAN)

La RAAN forma parte del territorio conocido como la costa atlántica nicaragüense, situada en la parte oriental del país. Tiene una superficie terrestre de 32 820 km², lo que representa el 54% de la costa atlántica y el 26% del territorio nicaragüense, y cuenta con el 42% de la cobertura boscosa del país (CRAAN 2004). La región contiene tres tipos de bosque: al noreste de Puerto Cabezas se extiende la sabana compuesta por bosques de *Pinus caribaea* hasta el municipio de Waspán; al sureste se extiende el bosque de pino asociado con bosque latifoliado en la cuenca del río Wawa, y al oeste, hasta el margen izquierdo del río Kukalaya, se extienden los bosques latifoliados (CRAAN 2004).

En la costa atlántica se encuentran las mayores poblaciones de los grupos indígenas Miskito, Mayagnas y Ramas y población afrodescendiente y mestiza (Creole, Garífona y mestizos). Las principales actividades productivas son la pesca, el aprovechamiento forestal, la minería, la agricultura y las actividades pecuarias; a pesar de la abundancia de recursos naturales, la RAAN es una de las regiones con mayor pobreza en Nicaragua.

Esta región ha sido explotada desde mediados del siglo XIX por varias compañías madereras extranjeras que se dedicaron a la extracción exclusiva de la caoba y el cedro real. Los mapas actuales demuestran que la zona se encuentra en un fuerte proceso de deforestación como consecuencia del avance de la frontera agrícola, los incendios forestales y la tala indiscriminada.

En 1987 la Asamblea Nacional aprobó el Estatuto de Autonomía de las Regiones de la Costa Atlántica, reconociendo el derecho de las comunidades indígenas de la RAAN de manejar sus recursos naturales; los bosques pasaron a ser propiedad comunal y la ley asignó a las comunidades el derecho de usufructo. En 1992 se publicaron la Estrategia Nacional de Conservación para el Desarrollo Sostenible y el Plan Nacional de Acción Forestal, que constituyeron el primer marco de políticas para las estrategias de desarrollo y modernización del sector forestal en el país.

Sin embargo, a partir del año 2000 empresas y madereros foráneos iniciaron procesos de aprovechamiento forestal en la región con muy poco control institucional. La carencia de experiencia técnica y de poder para negociación de las comunidades hizo que los contratos fueran poco equitativos y que los aprovechamientos se realizaran de manera rudimentaria y con fuertes impactos negativos en el recurso forestal.

En 2004 se impulsaron en la RAAN varios esfuerzos para fortalecer la labor institucional y optimizar el manejo sostenible de los recursos forestales, con el propósito de acelerar el desarrollo socioeconómico de la región. Es así como nació la Estrategia de Desarrollo Forestal de la RAAN, a partir del trabajo realizado por el Comité Consultivo Forestal integrado por representantes de las entidades del gobierno nacional, regional y municipal, ONG, universidades, empresas forestales y de las comunidades indígenas (CRAAN 2004).

Se espera que la estrategia se convierta en una guía para las entidades forestales públicas, comunitarias y privadas que trabajan en la zona, así como en la referencia básica para quienes participan en la formulación y ejecución de las actividades forestales en la RAAN.

4.2 Características de los pinares de la RAAN

Las sabanas de pinos en Nicaragua forman parte de la ecorregión *bosques misquitos de pino* (Dinerstein y otros 1995), que se extiende por la costa atlántica de Honduras y Nicaragua. En Nicaragua estas sabanas se encuentran entre la frontera hondureña y el Río Grande de Matagalpa (Taylor 1962, 1963). Toda el área presenta un clima húmedo tropical con tres meses de estación seca, y recibe una precipitación entre 2600 y 4200 mm anuales que aumenta de norte a sur (CMGBSF 1994).

Las sabanas costeras de pino se encuentran generalmente en tierras planas y bajas sobre suelos gravosos de marga con cuarzo sobre una capa de barro ligeramente ácido (Taylor 1962, Swietenia Consultores 1995, Perera Lumbí y Musálem 2004). Los horizontes superiores de estos suelos tienen buen drenaje, pero la capa freática está muy cerca de la superficie y toda el área se inunda estacionalmente y frecuentemente es pantanosa. En pinares con suelos de mal drenaje aumenta el número de especies latifoliadas, palmas y gramíneas del sotobosque (Swietenia Consultores 1995, Perera Lumbí y Musálem 2004).

Los bosques de pino están presentes como rodales abiertos separados por prados y manchas de bosques latifoliado. Muchos rodales tienen baja productividad debido a la explotación extensiva en el pasado, las quemadas no controladas y la perturbación por el ganado. Las especies asociadas a estos ecosistemas incluyen *Byrsonima crassifolia*, *Curatella americana*, *Xylopia frutescens* y la palma *Acoelora wrightii* (CMGBSF 1994). En los bosques comunitarios de la zona hay áreas donde los pinos no tienen una predominancia marcada; estos son bosques mixtos o bosques con latifoliadas y pinos dispersos (Swietenia Consultores 1995).

La especie más importante de la ecorregión *bosques misquitos de pino* es *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. Esta es también la especie de pino más abundante en Nicaragua y su distribución es la más meridional de todos los pinos latinoamericanos. Su límite sur lo alcanza en la angosta faja costera entre laguna de Perlas y el océano Atlántico, aproximadamente 25 km al norte de Bluefields (CMGBSF 1994, Perera Lumbí y Musálem 2004).

P. caribaea es una especie altamente intolerante a la sombra, su regeneración y mantenimiento depende de la existencia de fuegos periódicos de baja intensidad (Perry 1991, Wolffsohn 1978, Wolffsohn 1983). Nicaragua está entre los países del área mesoamericana con mayor ocurrencia de incendios, y la RAAN es una de las zonas más afectadas del país por estos eventos (PFA 2000).

Los resultados de los inventarios sobre 2539 ha en pinares de la RAAN (Swietenia Consultores 1995) muestran que la mayor parte del área (94%) está cubierta de pinares maduros o mayores de 30 años y sólo una pequeña proporción (6%) de pinares en desarrollo.

Los datos que se muestran en la Tabla 4, señalan que conforme avanza la edad de los rodales se reduce significativamente el número de árboles, mientras que el área basal se mantiene relativamente estable en alrededor de 8 m²/ha; el volumen incrementa significativamente a partir de los primeros 30 años y luego se mantiene estable, sin superar los 80 m³/ha.

Tabla 4. Promedios del número total de árboles de *P. caribaea* ≥ 10 cm de dap (*N*) y de área basal (*G*) por clases de edad en bosques de la RAAN, Nicaragua.

Clase de edad (años)	<i>N</i>	dap (cm)	<i>G</i> (m ² /ha)	Volumen (m ³ /ha)
20–29.9	225.0 \pm 68.5	21.2 \pm 1.1	7.20 \pm 1.64	57.4 \pm 14.2
30–39.9	114.1 \pm 41.8	30.5 \pm 3.7	7.65 \pm 1.95	76.0 \pm 21.1
40–49.9	125.8 \pm 39.8	31.6 \pm 4.6	8.70 \pm 1.78	78.8 \pm 17.6
>50	88.8 \pm 20.2	36.6 \pm 4.2	8.00 \pm 1.41	73.4 \pm 2.20
promedio	125.4 \pm 50.8	30.7 \pm 5.0	8.1 \pm 1.9	75.7 \pm 18.9

Datos tomados de Swietenia Consultores (1995)

4.3 Los Altos Valores para la Conservación de los pinares de la RAAN

El uso del esquema propuesto por el Consejo de Manejo Forestal (ver Recuadro 1) pone en evidencia el alto valor de los bosques de la RAAN tanto para la dimensión humana como para la ambiental:

AVC1. Concentraciones significativas de valores de la biodiversidad

Diversidad. Los bosques comunitarios Layasiksa, Bloque SIPBAA (Sangnilaya, Iltara, Panua, Ahuiatara y Butku) y Las Crucetas cubren cerca de 70 000 ha y tienen una alta variedad de ecosistemas. A nivel local, y en el caso de algunos bosques siempre verdes estacionales, se han establecido categorías de vegetación relacionadas con el drenaje del suelo: el bosque estacionalmente inundado con y sin palmas dominantes, el bosque moderadamente drenado y el bosque bien drenado, que aparece a medida que se va ascendiendo en las laderas y colinas. Estos hábitat particulares originan sitios de alta diversidad beta (Meyrat y Gretzinger 2002).

Especies en peligro. Bosques grandes como Layasiksa, Las Crucetas y Bloque SIPBAA potencialmente pueden contener poblaciones viables de especies con requerimientos de hábitat extensos para procesos como alimentación, cortejo y reproducción como tapir (*Tapirus bairdii*), jaguar (*Panthera onca*), oso hormiguero caballo (*Tamandua tetradactyla*) y lapa roja (*Ara macao*), todas incluidas en el Apéndice I de CITES, así como de diferentes loras y lapas (familia Psittacidae) como la lora cuello amarillo (*Amazona auropalliata*, Apéndice II de CITES), reptiles como la iguana verde (*Iguana iguana*) y la boa común (*Boa constrictor*), y los chanchos de monte (*Tayassu tajacu* y *T. pecari*) todas éstas incluidas en el Apéndice II de CITES. La laguna de Layasiksa se tiene como un criadero y refugio de manatíes (*Trichechus manatus*, Apéndice I de CITES) y por la estrecha relación de este humedal con el ecosistema boscoso; es que este podría calificar como de AVC (Meyrat y Gretzinger 2002).

Otras especies, incluidas en la lista de especies amenazadas y en peligro de extinción elaborada por la UICN (1999) también están presentes en los bosques de la zona según los pobladores locales (Delgado y Finegan 2005). Tal es el caso del mono araña (*Ateles geoffroyi*, Apéndice I de CITES), las pavas (*Crax rubra* y *Penelope purpurascens*, Apéndice III de CITES), el tolu mucu (*Eira barbara*, Apéndice III de CITES) y el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*).

En el caso de especies de flora, se reporta a la caoba (*Swietenia macrophylla*, Apéndice III de CITES) como una especie con poblaciones reducidas por la explotación selectiva de madera.

Endemismos. Existe poco conocimiento sobre el nivel de endemismo en la RAAN, por lo que no es posible utilizar este criterio para identificar BAVC en la región.

AVC2. Paisajes significativos con poblaciones viables de la mayoría o de todas las especies que ahí ocurren según sus patrones naturales de distribución y abundancia

Paisajes significativos a nivel global y regional. Los bosques de la RAAN pertenecen a la ecorregión Bosque Húmedo del Atlántico de Centroamérica (Dinerstein y otros 1995) y forman parte de la zona de apoyo de la Reserva Natural Bosawas, considerada una de las más importantes del Corredor Biológico Mesoamericano por la gran extensión del recurso forestal.

Poblaciones viables de especies. Ver el ítem especies en peligro en la sección anterior.

AVC3. Ecosistemas raros, amenazados o en peligro

Ecosistemas raros. El mapa de formaciones vegetales y ecosistemas (CBA/PROTIERRA/MARENA—Banco Mundial 2000, en Meyrat y Gretzinger (2002)) identifica 26 ecosistemas en la RAAN; de estos, seis tienen un área total menor a 100 km² a nivel nacional (ver Tabla 5). Dos de estos ecosistemas son paisajes forestales: el bosque siempre verde aluvial ocasionalmente anegado y el bosque siempre verde estacional aluvial estacionalmente anegado dominado por bambú (MARENA s.f.); este último puede ser considerado como raro.

El bosque siempre verde estacional aluvial dominado por bambú es un ecosistema único en América Central, y en Nicaragua sólo aparece en grandes extensiones en las riberas de los ríos del noroeste de la RAAN. Este ecosistema se origina a partir de disturbios naturales de la vegetación original, como derrumbes o inundaciones, aunque en algunos lugares, por ejemplo en Rosita, no se tiene certeza si su origen es natural o causado por actividades humanas. Los pobladores de las comunidades extraen de él bambú para diversos usos, provocando impactos en este ecosistema (Meyrat y Gretzinger 2002).

Además, este ecosistema está entre los menos representados en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), con apenas 4.2% de su área total. Otros ecosistemas presentes en la RAAN pobremente representados en el SINAP son el bosque siempre verde estacional ribereño (1.6%), el bosque siempre verde estacional de galería (1.8%), el bosque siempre verde estacional de pino de bajura (3.0%), la sabana saturada con pinos (3.3%) y la sabana inundable con pinos (4.9%) (MARENA s.f.).

Ecosistemas amenazados o en peligro. Las áreas bien drenadas de bosque de la RAAN sobre laderas poco inclinadas son las más amenazadas por el avance de la frontera agrícola, la cual está provocando serias reducciones de algunas formaciones forestales como por ejemplo, en Layasiksa.

En algunos bosques de la zona, como es el caso también de Layasiksa, existen áreas de transición entre el bosque de pino y latifoliadas, especiales desde el punto de vista de diversidad y en ocasiones están formadas por ecosistemas de palma (corozo y coyol). Algunas se encuentran amenazadas por los incendios forestales (Meyrat y Gretzinger 2002).

Tabla 5. Ecosistemas terrestres más comunes de la región autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua (modificados del mapa de ecosistemas de Centroamérica). Tomado de Meyrat y Gretzinger (2002).

Código UNESCO	Nombre descriptivo	Área total km ²
IA1f(2)	Bosque siempre verde, aluvial, ocasionalmente anegado	229.5
IA2a(1)(a)	Bosque siempre verde estacional de bajura, ondulado a accidentado, bien drenado	866.5
IA2a(1)(b)	Bosque siempre verde estacional de bajura, moderadamente drenado	29.0
IA2a(1/2)(b)	Bosque siempre verde estacional mixto de bajura, plano (aluvial), moderadamente drenado	170.1
IA2a(2)	Bosque siempre verde estacional de pino de bajura, bien drenado	314.7
IA2c	Bosque siempre verde estacional montano bajo	144.5
IA2f(1)	Bosque siempre verde estacional ribereño	807.5
IA2f(3)(a)	Bosque siempre verde estacional aluvial, estacionalmente anegado o saturado	156.8
IA2f(3)(c)	Bosque siempre verde estacional aluvial, estacionalmente anegado, dominado por bambú	121.6
IA2f(4)	Bosque siempre verde estacional aluvial de galería	663.7
IA2g(2)	Bosque siempre verde estacional pantanoso, dominado por palmas	428.3
IA5a(1)	Manglar del Caribe	280.8
IA5a(2)	Manglar coralino del Caribe	33.4
VA1b(1)	Sabana de gramínoideas altas con árboles latifoliados siempre verdes	56.4
VA1e(3)	Sabana anegada de gramínoideas altas con árboles latifoliados y presencia significativa de palmas	508.6
VA2d	Sabana saturada, de gramínoideas cortas, arbolada con pinos	3 365.0
VA2d(4)	Sabana permanentemente inundada, de gramínoideas cortas sin cobertura leñosa	1 544.5
VA2e	Sabana inundable, de gramínoideas cortas, arbolada de pinos	3 090.4
VIB1a(1)	Playa escasamente vegetada	119.0
VIB3	Mosaico de vegetación costera de transición	167.3
VIB3b	Vegetación costera de transición pantanosa	1 278.0

AVC4. Servicios básicos en situaciones críticas

Provisión de agua potable y regulación del flujo del agua. Tomando en cuenta la magnitud de su contribución al caudal hídrico de afluentes importantes, su ubicación y relevancia en la provisión de agua a las poblaciones humanas, se puede considerar a los bosques Lapán, Bloque SIPBAA y Las Crucetas como BAVC. Éstos son importantes en el mantenimiento del caudal de los ríos Sabrina, Akawas, Yulukira, este último un importante afluente de la cuenca del Prinzapolka, según expertos locales (Delgado y Finegan 2005).

Control de inundaciones. La evaluación del bosque como controlador de inundaciones deberá considerar la existencia de la relación entre el mantenimiento de la cobertura boscosa y la frecuencia y magnitud de las inundaciones. Si se sospecha que esta relación existe y que las inundaciones consecuencia de la degradación del bosque afectaría seriamente a comunidades y ecosistemas, entonces deberá considerarse a ese bosque como BAVC.

Control de erosión. En cuanto a esta función, es necesario evaluar características relacionadas con la erodabilidad del suelo (textura y pendiente) y considerar si la degradación del bosque generaría impactos significativos en el suelo y en otros recursos como agua a través de la sedimentación. Bosques, como p. ej. Layasiksa, pueden considerarse como BAVC debido a que un 10-15% de la unidad de manejo se encuentra sobre suelo erodable y de fuerte pendiente (Meyrat y Gretzinger 2002).

Control de incendios. Los bosques latifoliados de galería que se encuentran dentro de las formaciones boscosas de pinares actúan como barrera de incendios. Muchos de los bosques de pinares aledaños a los de galería presentan un mejor desarrollo producto de la función de protección que realizan estos, que bosques expuestos a incendios.

AVC5. Productos básicos para las comunidades locales

Durante décadas, los bosques de la RAAN han sido fuente de productos maderables y no maderables para una gran diversidad étnica y de poblaciones indígenas locales (miskitos, mayagnas, y mestizas), indispensables para la supervivencia y satisfacción de sus necesidades básicas³.

Ante la imposibilidad de desarrollar una agricultura intensiva por las características de muchos suelos de la zona, una gran parte de la actividad productiva de las comunidades está supeditada al bosque. En ocasiones éste es la única fuente de materias primas para actividades como la producción artesanal y la construcción de viviendas.

Madera y carbón. Una parte de la comunidad de Layasiksa, establecida en La Potranca con el propósito de resguardar el bosque, se dedica a las actividades forestales. Los pobladores extraen madera de pino (desde 2002 se extrae madera de 4950 ha bajo manejo), la asierran con sierra de viento y la transportan por río hasta Puerto Cabezas.

También hay personas que viven de la comercialización de carbón de especies arbóreas como Santa María, krasa y *Symphonia globulifera*; otras venden madera para obtener un poco de dinero y salir de la pobreza extrema. Existen situaciones donde las comunidades autorizan a familias que atraviesan fuertes necesidades económicas a cosechar y vender algunos árboles como estrategia para mitigar pobreza.

Alimentos. Como en la mayoría de las zonas tropicales, en la RAAN el bosque pasa a ser un recurso indispensable en la provisión de alimentos. Para muchas comunidades es importante el consumo de especies vegetales como palmas, de frutas silvestres como el nancite y se practica en forma intensiva la cacería y la pesca para consumo de carne. Los pobladores mencionan que muchos sitios son importantes para el desove masivo de róbalos, recurso pesquero de interés comercial y para el consumo local (Delgado y Finegan 2005).

³ Cómo necesidades básicas pueden considerarse la provisión de energía (leña para cocinar, por ejemplo) agua, medicinas y materiales para vivienda.

AVC6. Valores culturales, ecológicos, económicos o religiosos, identificados junto con las comunidades locales involucradas

La existencia del bosque resulta fundamental para la soberanía, presencia física—y cultural—de las etnias en la RAAN. Tal es el vínculo que existe entre las comunidades de la región y los recursos forestales que en ella se han constituido bloques comunitarios que cubren hasta miles de hectáreas, en función a los cuales las comunidades de una misma región se organizan y juntas definen acciones de planificación, aprovechamiento, transformación y comercialización de los recursos forestales. Por ejemplo, las comunidades de Layasiksa, Las Crucetas y el bloque comunitario SIPBAA tienen modelos de planificación estratégica que buscan el desarrollo de programas y servicios necesarios para el bienestar comunitario (Salazar y Gretzinger 2004).

4.4 La comunidad Las Crucetas

La comunidad está en el municipio de Prinzapolka, el más pobre de la RAAN. El 78% de la población está en condición de extrema pobreza, un 18% en condición de pobreza y apenas el 4% supera esta condición. En la comunidad se encuentran 237 personas, agrupadas en 31 familias y en 23 viviendas dispersas en el borde inmediato del curso principal del río Prinzapolka, según un censo realizado por un técnico de WWF en 2005⁴.

Entre Puerto Cabezas, la cabecera departamental de la RAAN, y la comunidad Las Crucetas hay 168 km de vía marítima, la más utilizada. Una alternativa es navegar el río Prinzapolka hasta un pequeño atracadero en Alamikamba que, continuando por un camino sin revestir de 56 km de longitud, conduce a Rosita, cabecera del municipio del mismo nombre.

La comunidad cuenta desde 2005 con una escuela para la educación primaria, pero no con un centro de salud. Para atender enfermedades comunes los comunitarios acuden a curanderos, pero cuando requieren de atención especializada viajan a Puerto Cabezas o a Rosita, lo cual es costoso para sus precarias economías familiares.

Los habitantes tienen una economía de subsistencia basada en la agricultura a pequeña escala (yuca, plátano y arroz), la crianza de ganado vacuno, la pesca y la caza para consumo o para venta de pieles y carne. Los ingresos en efectivo son usados para comprar productos básicos alimenticios y ropa.

4.5 El Bosque Comunitario Las Crucetas (BCLC)

El bosque tiene 11 200 ha de las cuales 6086.5 son de producción forestal. El plan de manejo realizado por López y colaboradores (2001) describe al bosque productivo como maduro y sobremaduro y estima que contiene 79.4 m³/ha de madera en pie, aproximadamente el valor promedio para la región. La especie dominante es *Pinus caribaea* var *hondurensis*.

El bosque está en zonas bajas, entre 10 y 20 msnm, sobre terrenos con pendientes suaves que oscilan entre 1 y 7%. Cerca de los ríos y quebradas permanentes hay áreas de bosque latifoliado, elementos importantes para mitigar los impactos de los incendios. También hay pequeños cursos de agua estacionales (de invierno) con poca vegetación arbórea.

⁴ Martínez, Pandora. 2006. Aspectos sociales de los proyectos del WWF Centroamérica en la RAAN (entrevista). RAAN.

Varios aspectos hacen del Bosque Comunitario Las Crucetas un BAVC, tanto por su biodiversidad como por su importancia para el bienestar de las poblaciones locales (Tabla 6).

Tabla 6. Altos Valores para la Conservación del Bosque Comunitario Las Crucetas

	Tipos	Atributos	Aspectos
Biodiversidad del bosque	AVC 1	Biodiversidad y especies en peligro	La extensión grande de masa boscosa continua (11 200 ha) contiene potencialmente varios ecosistemas y poblaciones viables de especies con requerimientos de hábitat extensos, generalmente amenazadas o en peligro de extinción (por ejemplo tapir, jaguar, oso hormiguero caballo, mono araña, toluuco y venado cola blanca).
	AVC 2	Paisajes significativos a nivel global y regional	El BCLC pertenece a la ecorregión Bosque Húmedo del Atlántico de Centroamérica (Dinerstein y otros 1995) y forman parte de la zona de apoyo de la Reserva Natural Bosawas, considerada una de las más importantes del Corredor Biológico Mesoamericano por la gran extensión del recurso forestal.
	AVC 3	Ecosistemas raros o amenazados	Sin información.
Interacción entre el bosque y las comunidades locales	AVC 4	Provisión regular de agua	El BCLC contribuye al caudal hídrico y a la estabilidad del río Prinzapolka, en cuyas riberas está la comunidad Las Crucetas.
	AVC 5	Productos del bosque	Madera y resina.
	AVC 6	Identidad cultural	La constitución y manejo del bosque comunitario ha sido un punto de partida para la organización de las familias de la comunidad indígena Las Crucetas.

4.6 El manejo forestal en Las Crucetas

En 2003 la familia Andrews legalizó la empresa Compañía Exportadora de Pinos S.A. (CEPISA) para impulsar el manejo forestal sostenible, con apoyo del proyecto PROFOR.

CEPISA tiene el compromiso con la comunidad de gestionar y velar por los intereses colectivos a través de la administración de la Unidad de Manejo para la generación de beneficios económicos y el desarrollo comunitario. Actualmente a través de la gestión de fondos se ha equipado con un aserradero, cuatro bueyes (tracción animal para la etapa de aprovechamiento), un recipiente para el tratamiento químico de la madera, bodegas para el secado de la madera, una planta eléctrica y equipo básico de protección para los trabajadores. La junta directiva comunal representa a la comunidad y es la instancia de comunicación con CEPISA, para dar seguimiento al proceso productivo.

La comunidad Las Crucetas elaboró, con la ayuda de CEPISA, un plan de manejo en el bosque de pinares de su propiedad (López y otros 2001). El manejo está dirigido a producir madera y resina, los cuales se espera comercializar con la empresa American Caribbean de Nicaragua. Para la extracción de la madera se utilizará tractor y esquider.

Para la elaboración del plan de manejo, se dividió el bosque productivo en rodales de acuerdo con la edad de los individuos, determinada mediante el conteo de anillos. Se identificaron y delimitaron 43 rodales con edades entre 45 y 81 años y con extensiones entre 75 y 130 ha. El turno de aprovechamiento se estableció en 43 años, con períodos de 5 años. Las características de los rodales y un mapa de los mismos se muestran en el Tabla 7 y en la Figura 3.

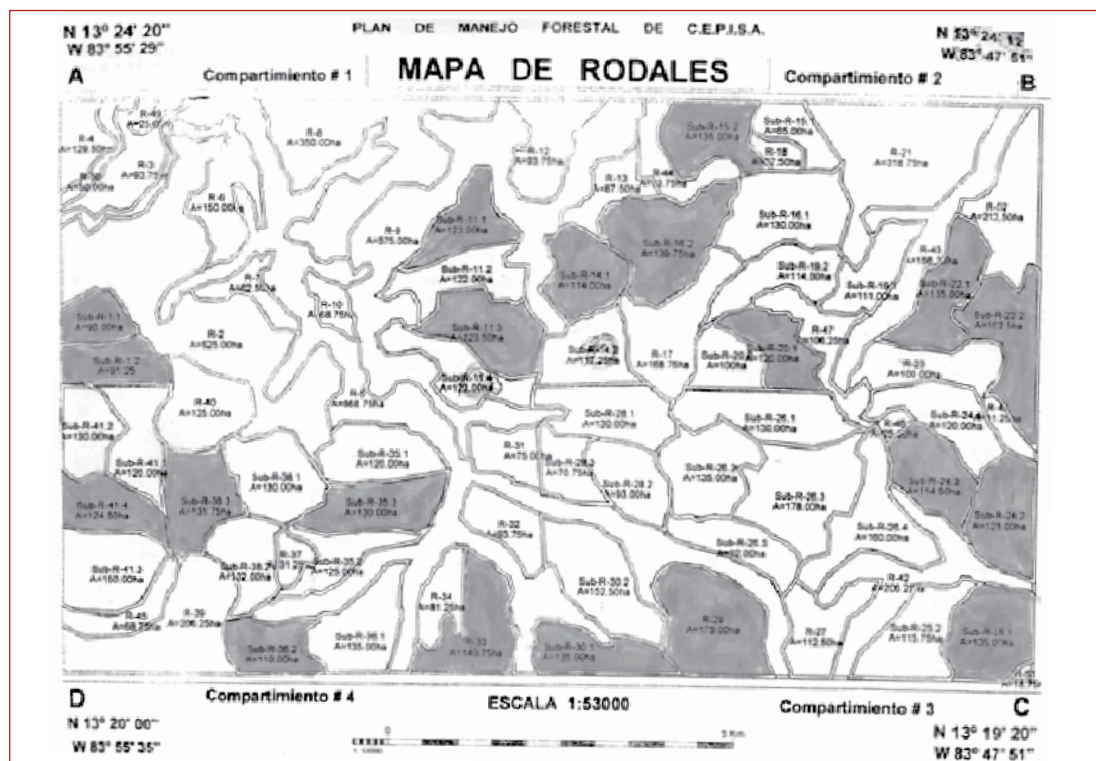


Figura 3. Mapa que muestra los rodales de pino en Las Crucetas. En color se tienen los rodales considerados en el estudio. Fuente: López y colaboradores (2001).

El bosque se aprovechará de acuerdo con un sistema monocíclico de árboles padre. En cada rodal se cortarán todos los árboles maduros de pino a excepción de algunos que se dejarán como semilleros. Los árboles semilleros se distribuirán en grupos dejándose en total 30 individuos por hectárea. La resina se extraerá de los rodales que se aprovecharán en el siguiente año y previo a la resinación se deberán marcar los 30 árboles por hectárea que serán utilizados como semilleros; a estos individuos no se les extraerá resina.

Otras actividades identificadas en el plan son el empleo de rondas corta fuego alrededor del bosque y el control de malezas durante los primeros tres años posteriores a la cosecha. El documento no da pautas para la el monitoreo o mitigación de los impactos del manejo.

En 2005 se firmó un convenio entre la comunidad y la empresa Max Úbeda para el aprovechamiento forestal, el cual no pudo ser ejecutado por problemas de CEPISA. En 2006 se retomó el convenio, hasta ahora frenado por el estado de emergencia económica y la aprobación de la veda forestal en junio, sin embargo ha habido inspecciones de INAFOR y otras autoridades para iniciar las actividades de aprovechamiento y aserrado de la madera en los próximos meses.

5 Propuesta de programa de monitoreo ecológico en el BCLC

5.1 Objetivos del programa

El programa de monitoreo ecológico pretende contribuir con la comunidad de Las Crucetas en la implementación de prácticas sostenibles de manejo para la producción de madera de pino y en aspectos de conservación de la biodiversidad de los rodales manejados.

Se espera que la información generada a través del tiempo sea utilizada por los técnicos forestales y comunitarios para dirigir las acciones de manejo y garantizar la recuperación de los valores productivos y de biodiversidad de los rodales aprovechados bajo el sistema monocíclico.

Los objetivos del programa de monitoreo son los siguiente:

General

Generar conocimiento sobre las comunidades de flora presentes en los rodales de pinares del Bosque Comunitario Las Crucetas y su respuesta al manejo monocíclico para producción de madera como fundamento para el apoyo del buen manejo forestal y la conservación de la biodiversidad de estos ecosistemas.

Específicos

1. Orientar las acciones de manejo en el Bosque Comunitario Las Crucetas con base en fundamentos ecológicos de la respuesta de los rodales a las intervenciones silvícolas.
2. Establecer lineamientos para el desarrollo de programas de monitoreo ecológico prácticos y relevantes que apoyen el buen manejo forestal y la conservación de la biodiversidad.
3. Establecer para rodales de diferentes edades de desarrollo marcos de referencia para la determinación de niveles de recuperación de indicadores de estructura y composición de vegetación en rodales manejados bajo sistemas monocíclicos.
4. Caracterizar rodales de diferentes edades de desarrollo en cuanto a la estructura y composición de la vegetación.

5.2 Implementación del programa de monitoreo ecológico

La primera recolección de datos del programa, con el propósito de reunir información para el establecimiento del marco general de expectativas de recuperación de indicadores ecológicos en Las Crucetas (ver sección 3.4), se realizó entre enero y junio de 2006. Los indicadores se midieron en rodales maduros con áreas entre 75 y 130 ha y con edades de 45 a 81 años. Del total de indicadores propuestos para el monitoreo ecológico en pinares (Tabla 1) el único que no fue evaluado fue el indicador 7 (extensión de vegetación ribereña dentro de la UMF).

No fue posible ubicar en la zona de estudio rodales jóvenes donde medir los indicadores, lo cual es recomendable para poder establecer el avance en el desarrollo de rodales recién aprovechados. El estudio comprende entonces una evaluación de las condiciones de rodales maduros >40 años de edad.

Diseño del muestreo

Indicadores de estructura y composición del rodal. Se utilizó el sistema de rodalización elaborado durante el plan de manejo (López y colaboradores 2001, ver Figura 3) como apoyo para el diseño de muestreo de los indicadores descritos en la Tabla 1. Como se espera que las características de los rodales varíen de acuerdo a su desarrollo la muestra incluyó 20 rodales que cubren el rango de edad entre 45 y 81 años (Tabla 7).

Tabla 7. Rodales seleccionados para el estudio.

Número de rodal	edad (años)	area (ha)	Periodo de aprovechamiento*	Rodales seleccionados para el estudio**
29	45	95	IV	X
57	46	88	IV	X
14.1	48	114	I	X
14.2	48	117	I	
35.2	48	125	V	
35.1	48	120	V	X
35.3	48	130	VI	X
56	50	80	IV	
33	55	130	I	X
11.4	55	122	I	
11.3	55	123	I	X
11.1	55	123	I	
11.2	55	122	V	
36.2	56	119	V	
36.1	56	126	V	X
30.1	57	95	IV	X
30.2	57	105	V	
25.1	65	128	III	X
25.2	65	123	IV	
19.1	66	111	III	
15.2	66	80	III	X
15.1	66	120	III	
19.2	66	114	III	
38.1	67	130	VI	X
38.2	67	128	VI	
38.3	67	126	VII	X
20.2	68	100	II	
20.1	68	120	III	X
53	70	75	V	
1.1	74	90	VII	
1.2	74	91	VIII	
41.3	75	127	VI	

41.2	75	130	VI	
41.4	75	124	VII	
41.1	75	120	VIII	
16.2	76	85	I	X
54	76	78	II	
16.1	76	110	III	X
24.3	80	114	II	X
24.1	80	120	II	
24.2	80	128	II	X
22.1	81	100	II	X
22.2	81	110	II	X

Fuente: López y colaboradores (2001),

* I del año 1 al 5, II del año 6 al 10, III del año 11 al 15, IV del año 16 al 20, V del año 21 al 25, VI del año 26 al 30, VII del año 31 al 35, VIII del año 36 al 40

** marcados con equis se muestras os rodales donde se tomaron los datos de los indicadores

El muestreo de una mayoría de los indicadores de estructura y composición del rodal se realizó estableciendo parcelas de 50 m x 50 m a lo largo de transectos. El número de parcelas establecidas por rodal varió entre 4 y 8 (promedio de 6). En todos los casos se ubicaron 2 parcelas por transecto, y las distancias para el establecimiento de parcelas y transectos variaron entre 200-300 m, dependiendo del área de los rodales. En ciertas áreas la densidad de los elementos medidos (por ejemplo, número de palmas) era muy alta, tomándose mucho tiempo para su evaluación. En estos casos se decidió medir solo la mitad de la parcela de 50 m x 50 m—o sea, se midió una parcela de 25 m x 50 m-; esto sucedió en 17 de las 130 parcelas establecidas en Las Crucetas. Los tamaños de parcela utilizados para la medición de los indicadores y su justificación se encuentran en la Tabla 8.

Tabla 8. Indicadores de estructura y composición evaluados en el bosque comunitario Las Crucetas.

Variables	Indicador	Tamaño de parcela utilizado	Justificación
Estructura horizontal de la especie sujeta a manejo	1. Distribución de pinos con dap \geq 5 cm (N/ha) total y por clase diamétrica.	Parcelas de 50 m x 50 m	Parcelas grandes son adecuadas para evaluar aspectos estructurales de vegetación arbórea de gran tamaño.
	2. Área basal de pinos con dap \geq 5 cm (G/ha) total y por clase diamétrica.	Parcelas de 50 m x 50 m	Parcelas grandes son adecuadas para evaluar aspectos estructurales de vegetación arbórea de gran tamaño.

Composición florística	3. Abundancia relativa de especies vegetales ≥ 5 cm de dap	Parcelas de 50 m x 50 m	Las comunidades vegetales en pinares naturales son de baja diversidad. En parcelas pequeñas el registro de especies es muy bajo.
Regeneración natural	4. Número de plántulas de pinos, latifoliadas y palmas.	Parcelas de 25 m x 50 m	Los pinares naturales evaluados presentaban una muy baja regeneración de pino y de otras especies, debido a los frecuentes incendios. En parcelas pequeñas el registro de estos elementos resultaba muy bajo, mientras que en parcelas grandes la medición se vuelve difícil por el tamaño pequeño de la vegetación evaluada.
Especies clave para la supervivencia de especies animales	5. Distribución de latifoliadas con dap ≥ 5 cm (N lat/ha) total y por clase diamétrica	Parcelas de 50 m x 50 m	Parcelas grandes son adecuadas para evaluar aspectos estructurales de vegetación arbórea de gran tamaño.
	6. Abundancia total de palmas con dap ≥ 5 cm (N palmas/ha)	Parcelas de 50 m x 50 m Parcelas de 25 m x 50 m	Parcelas grandes son adecuadas para evaluar aspectos estructurales de vegetación de gran tamaño. En muchos casos se decidió medir este indicador en parcelas medianas (25 m x 50 m) debido a la alta densidad de la palma <i>Acoeloraphe wrightii</i> .
Incendios	7. Frecuencia de modelos de carga de combustible sobre el suelo (número/ha).	Parcelas de 10 m x 10 m	La evaluación de los modelos propuestos es más fácil de hacer en áreas pequeñas ya que parten de percepciones visuales.
Plagas y enfermedades	8. Abundancia de individuos de pino ≥ 10 cm de dap atacados por <i>D. frontalis</i> (número/ha)	Parcelas de 50 m x 50 m	Parcelas grandes son adecuadas para evaluar aspectos estructurales de vegetación arbórea de gran tamaño.

Para la construcción de los marcos generales de expectativas de recuperación de indicadores ecológicos se decidió agrupar los rodales en las siguientes clases de edad: 40–49 años, 50–59 años, 60–69 años, ≥ 70 años, y calcular para cada una de estas los niveles de recuperación esperados (alto, medio y bajo). El número de parcelas de 50 m x 50 m establecidas en estas clases fueron de 32, 26, 32 y 40 respectivamente.

Resultados

Sólo fue posible establecer los niveles de recuperación esperados en tres de los nueve indicadores propuestos, debido a la alta variabilidad encontrada. A continuación se presentan los resultados obtenidos para los distintos indicadores medidos, y los niveles de recuperación esperados para aquellos en que sí fue posible establecerlos.

Indicador 1. Distribución de pinos con dap ≥ 5 cm (N/ha) total y por clase diamétrica

Comentario: Los pinares en Las Crucetas muestran muy baja abundancia de árboles pequeños de pino, debido probablemente a la alta frecuencia de incendios en la zona (Tabla 9). Esto constituye una seria limitante para la implementación del manejo monocíclico en estos ecosistemas (ver sección 2.4). Para los tamaños de vegetación pequeña la variabilidad es muy alta dificultando el cálculo de niveles esperados de recuperación. Esto solo fue posible para la abundancia total ≥ 5 cm de dap y para la vegetación mayor a 30 cm de dap (Figura 4).

Tabla 9. Distribución del número promedio y la desviación estándar de árboles de pino ≥ 5 cm de dap por hectárea por clases diamétricas en el bosque de pinares Las Crucetas

Rango de edad (años)	Clase diamétrica (cm)				N total (≥ 5 cm de dap)
	5-9.9	10-19.9	20-29.9	>30	
40-49	0.5 \pm 1.3	13.4 \pm 16.8	37.9 \pm 30.8	60.2 \pm 29.3	112.0 \pm 64.6
50-59	1.2 \pm 3.2	10.8 \pm 16.8	23.1 \pm 19.3	50.8 \pm 25.0	85.8 \pm 54.4
60-69	1.2 \pm 3.9	8.9 \pm 13.4	28.1 \pm 23.8	68.6 \pm 35.8	106.9 \pm 61.0
≥ 70	0.7 \pm 1.79	13.2 \pm 13.0	33.5 \pm 30.8	76.0 \pm 26.0	123.4 \pm 56.1

Indicador 2. Área basal de pinos con dap ≥ 5 cm de dap (G/ha) total y por clase diamétrica

Comentario: Al igual que ocurre para la abundancia de pinos, los valores de área basal en Las Crucetas son muy bajos para las clases diamétricas menores. La alta variabilidad en estos tamaños de vegetación impide también el cálculo de niveles esperados de recuperación. Solo fue posible hacer esto para el área basal total y para el área basal de los árboles ≥ 30 cm de dap (Figura 5).

Tabla 10. Distribución del área basal promedio y la desviación estándar de árboles de pino ≥ 5 cm de dap por hectárea en el bosque de pinares Las Crucetas.

Rango de edad (años)	Clase diamétrica (cm)				G total (≥ 5 cm de dap)
	5-9.9	10-19.9	20-29.9	> 30	
40-49	0.0029 \pm 0.0079	0.2831 \pm 0.3420	1.9311 \pm 1.6071	7.0542 \pm 3.5292	9.2713 \pm 4.4552
50-59	0.0060 \pm 0.0156	0.2010 \pm 0.2988	1.1890 \pm 0.9572	6.8635 \pm 3.4966	8.2596 \pm 4.2986
60-69	0.0062 \pm 0.0202	0.1936 \pm 0.2689	1.4747 \pm 1.2479	8.9540 \pm 4.2844	10.6284 \pm 5.0950
> 70	0.0037 \pm 0.0092	0.2797 \pm 0.2686	1.7511 \pm 1.6229	9.5289 \pm 3.0612	11.5634 \pm 3.8766

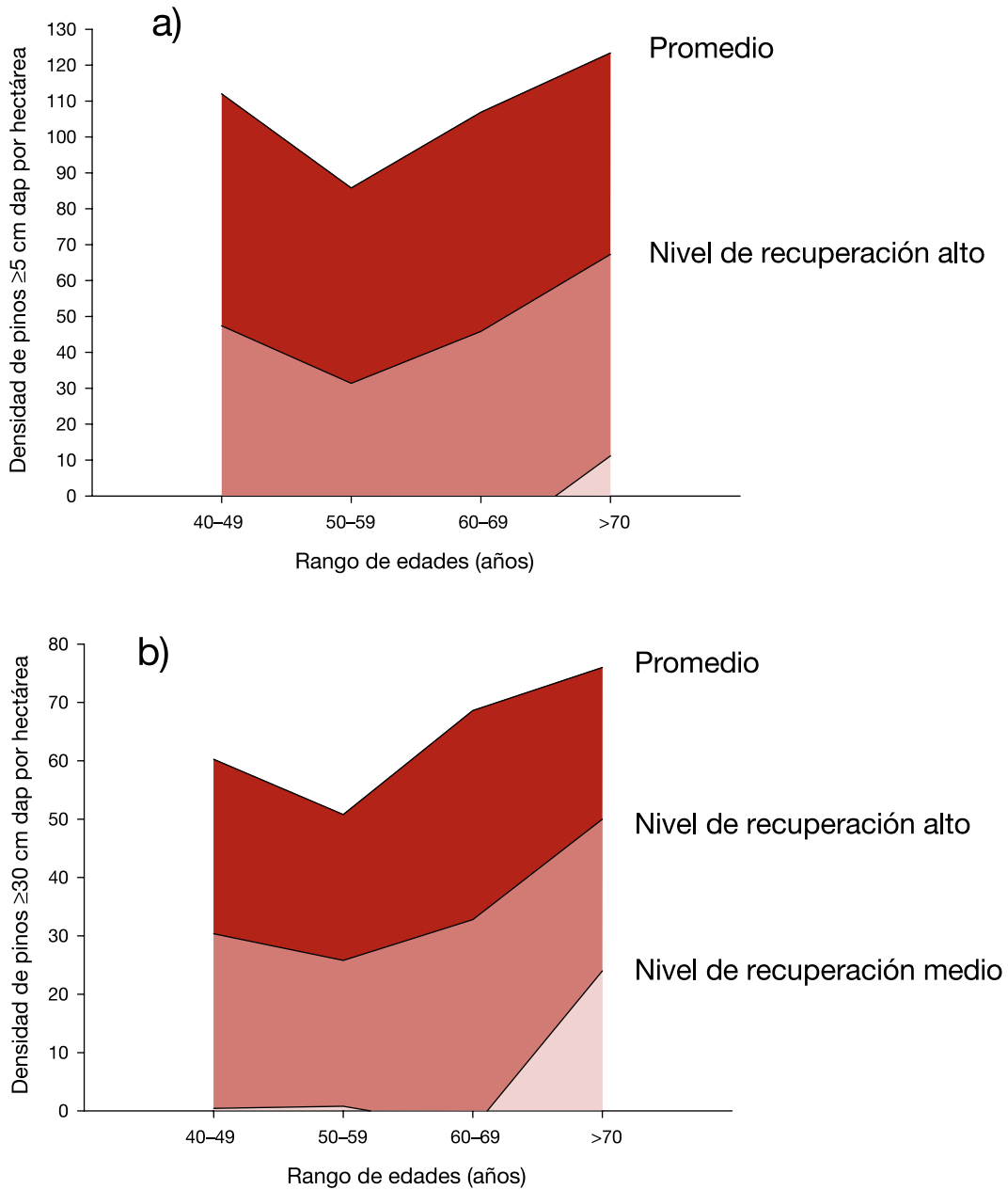


Figura 4. Marco general de expectativas de recuperación para indicadores a) número total individuos de pino ≥ 5 cm de dap por hectárea y b) número de individuos de pino > 30 cm de dap por hectárea.

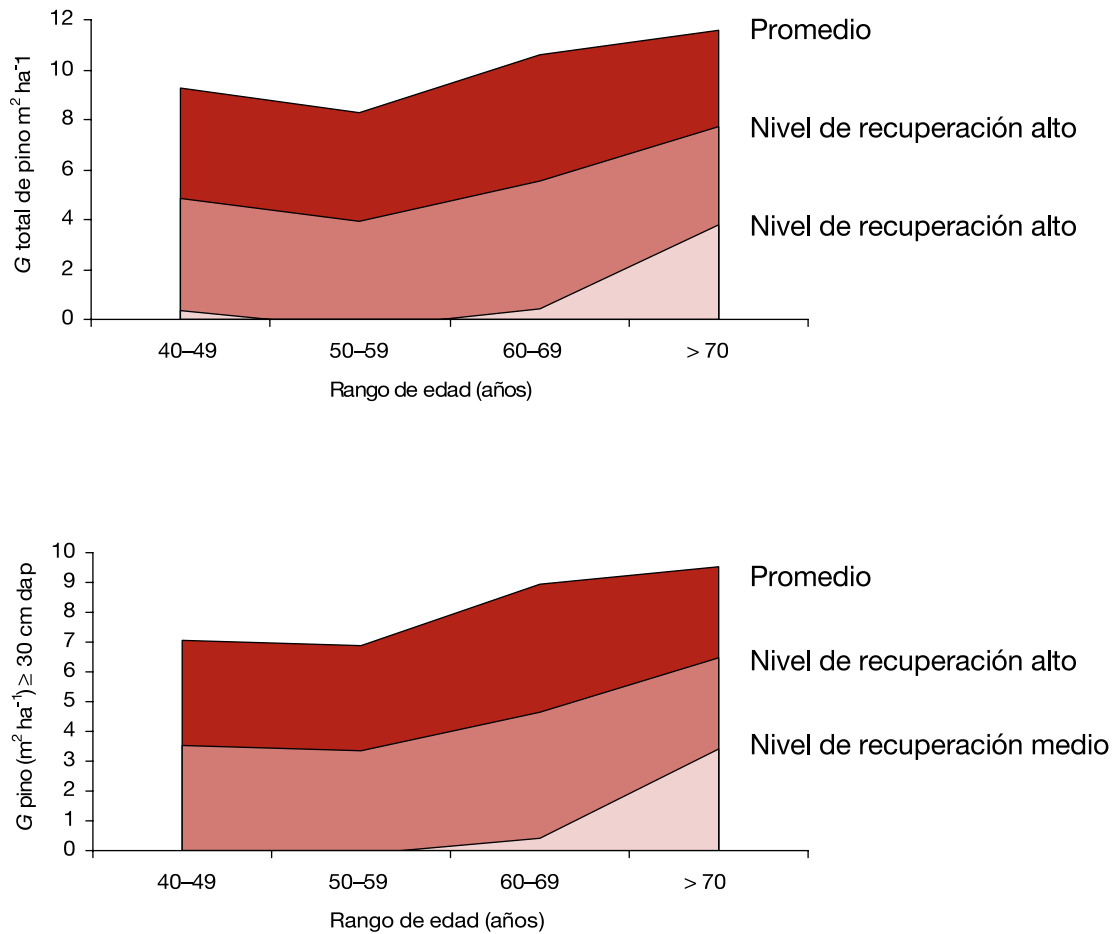


Figura 5. Marco general de expectativas de recuperación para indicadores a) área basal total de pinos ≥ 5 cm de dap en m^2 por hectárea y b) área basal de pinos ≥ 30 cm de dap en m^2 por hectárea

Indicador 3. Abundancia relativa de especies vegetales

Comentario: La riqueza y diversidad de especies vegetales leñosas en estos ecosistemas es muy baja. En 32.5 ha evaluadas sólo se encontraron ocho especies ≥ 5 cm de dap (Tabla 11). De estas ocho especies, tres dominan los pinares: *A. wrightii* (palma), *P. caribaea*, y *B. crassifolia*. Las otras son muy escasas, necesiéndose muestreos especiales en áreas grandes -tipo censos- para su monitoreo.

Todas las especies encontradas son reportadas por Zamora (2000) como asociadas a bosques de pinos en Centroamérica. Algunas como *C. americana*, *B. crassifolia* y *A. wrightii* se consideran también como especies arbustivas típicas de sabanas o de áreas abiertas extensas sobre suelos pobres e inundables. A partir de ciertos estados de desarrollo todas estas especies se consideran resistentes al fuego.

Ninguna de las especies presentes en el bosque Las Crucetas se encuentra dentro de las listas de especies amenazadas, aunque a nivel de ecosistema su conservación es relevante debido a la baja diversidad presente y al papel que realizan en el mantenimiento de poblaciones de especies de fauna. Muchas aves pequeñas colectan frutos de estas especies (p.e. de *B. crassifolia*, *X. frutescens*

y *A. wrightii*) y otras se consideran importantes para la dieta de insectos como abejas (p.e. *C. americana* y *B. crassifolia*) (Cordero y Boshier 2003, Henderson et al. 1995).

Para las especies *A. wrightii* y *P. caribaea* se presentan los niveles esperados de recuperación en cuanto al porcentaje de su abundancia (Figura 6).

Tabla 11. Promedio más desviación estándar del porcentaje de individuos ≥ 5 cm de dap por hectárea de especies de plantas en el bosque de pinares Las Crucetas.

Especie	Rango de edad (años)			
	40-49	50-59	60-69	≥ 70
<i>Acoelorrhaphe wrightii</i> (Arecaceae)	51.2 \pm 20.8	45.5 \pm 31.3	55.1 \pm 29.0	39.3 \pm 25.8
<i>Byrsonima crassifolia</i> (Malpighiaceae)	11.6 \pm 10.0	14.0 \pm 10.8	6.7 \pm 7.3	4.5 \pm 7.6
capirote	0.1 \pm 0.3	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
<i>Clethra macrophylla</i> (Clethraceae)	0.3 \pm 1.2	0.3 \pm 1.4	0.00 \pm 0.00	0.1 \pm 0.5
<i>Curatella americana</i> (Dilleniaceae)	0.00 \pm 0.00	0.3 \pm 1.6	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
<i>Pinus caribaea</i> (Pinaceae)	36.7 \pm 22.7	40.0 \pm 30.5	38.1 \pm 29.2	55.8 \pm 25.3
<i>Quercus oleoides</i> (Fagaceae)	0.03 \pm 0.16	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
<i>Xylopia frutescens</i> (Annonaceae)	0.02 \pm 0.11	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00

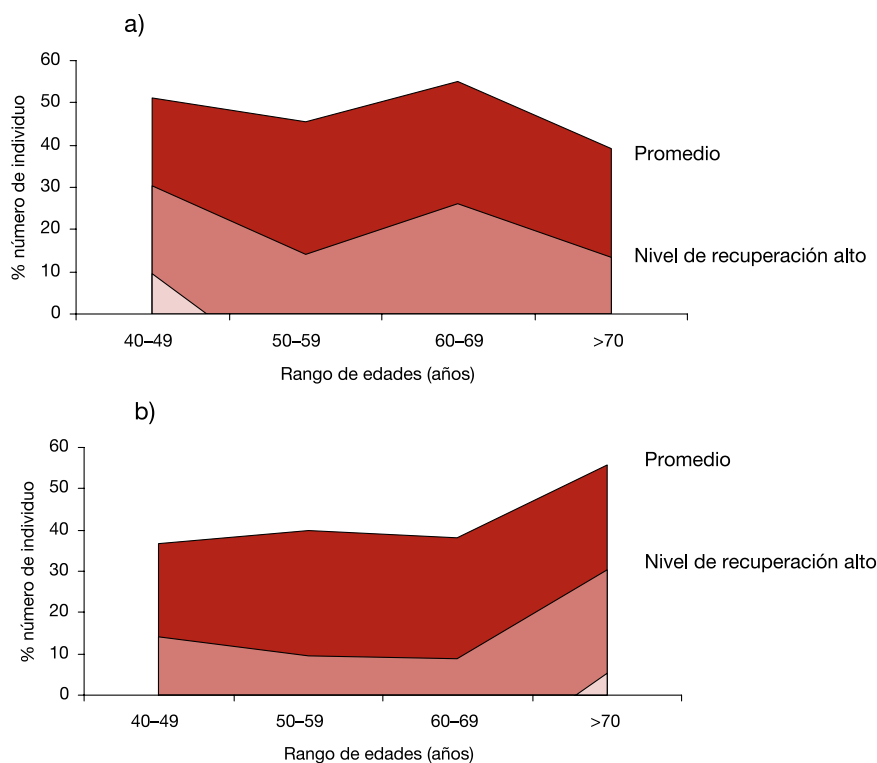


Figura 6. Marco general de expectativas de recuperación para indicadores a) porcentaje de individuos de *Acoelorrhaphe wrightii* por hectárea y b) porcentaje de individuos de *Pinus caribaea* por hectárea.

Indicador 4. Número de plántulas de pinos, latifoliadas y palmas

Comentario: Para este indicador se midió toda la vegetación pequeña ≥ 1 m de altura < 5 cm de dap de especies que potencialmente pudieran alcanzar hasta 3 m de altura en el estado adulto, esto incluyó a los pinos, palmas y muchas latifoliadas arbóreas y arbustivas y excluyó especies herbáceas y leñosas pequeñas, como en el caso de ciertas especies de melastomátáceas (Tabla 12).

Tabla 12. Promedio más desviación estándar del número de individuos de pino, latifoliadas y palmas ≥ 1 m de altura < 5 cm de dap por hectárea en el bosque de pinares Las Crucetas.

Rango de edad (años)	Grupo de especies		
	Pino	Latifoliadas	Palmas
40–49	1.0 \pm 5.7	16.3 \pm 18.1	5.3 \pm 15.2
50–59	1.8 \pm 7.9	51.7 \pm 63.5	1.5 \pm 5.6
60–69	0.5 \pm 2.8	23.5 \pm 32.6	6.5 \pm 16.4
> 70	0.0 \pm 0.0	12.4 \pm 33.3	7.0 \pm 14.3

En términos generales los pinares en Las Crucetas presentan una muy baja regeneración de especies leñosas a causa de los fuegos frecuentes. Para el tamaño de vegetación evaluado el grupo más exitoso en cuanto a ocupación del sotobosque son las latifoliadas; algunas especies de latifoliadas encontradas, como *Curatella americana* y *B. crassifolia*, se reportan como resistentes a fuegos fuertes y periódicos (Zamora 2000). La regeneración de palmas es también muy reducida; comparando los valores encontrados de densidad de regeneración con la de individuos ≥ 5 cm de dap (indicador 6) puede observarse claramente como disminuye significativamente la cantidad de individuos pequeños de palmas en Las Crucetas.

En el caso de los pinos, de persistir el régimen actual de perturbación por incendios no existirá suficiente regeneración para reestablecer el ecosistema de pinares una vez ejecutado el aprovechamiento de madera. En este sentido una de las acciones más importantes que deberá contemplar el plan de manejo es el control de incendios.

Para este indicador no fue posible calcular los niveles esperados de recuperación debido a la alta variabilidad encontrada.

Indicador 5. Distribución de latifoliadas con dap ≥ 5 cm de dap (N lat/ha) total y por clases diamétricas

Comentario: Las especies latifoliadas (no incluidas dentro de este grupo las palmas) son un importante elemento estructural del sotobosque de los pinares. Pocos individuos de estas especies logran superar los 20 cm de dap (Tabla 13). Los individuos grandes hallados (≥ 20 cm de dap) pertenecen a sólo dos especies: *B. crassifolia* y *Q. oleoides*. Como se mencionó en el caso del indicador 3, las latifoliadas son un grupo clave para la sobrevivencia de especies de fauna, y dentro del contexto de la muy baja diversidad de especies vegetales en los pinares su conservación resulta relevante.

Tabla 13. Promedio más desviación estándar del número de individuos de especies latifoliadas ≥ 5 cm de dap por hectárea en el bosque de pinares Las Crucetas.

Rango de edad (años)	Clase diamétrica (cm)				N total (≥ 5 cm de dap)
	5–9.9	10–19.9	20–29.9	> 30	
40–49	4.3 \pm 12.3	4.6 \pm 14.1	0.5 \pm 2.2	0.02 \pm 0.32	9.4 \pm 25.6
50–59	10.8 \pm 26.2	7.3 \pm 15.9	0.46 \pm 1.8	0.1 \pm 0.9	18.6 \pm 40.5
60–69	15.4 \pm 24.3	14.0 \pm 18.2	2.5 \pm 4.8	0.2 \pm 1.0	32.1 \pm 45.5
≥ 70	1.6 \pm 4.5	2.8 \pm 5.4	0.2 \pm 1.0	0.2 \pm 0.8	4.8 \pm 9.2

La alta variabilidad en la abundancia de latifoliadas impidió establecer niveles de recuperación confiables.

Indicador 6. Abundancia total de palmas con dap ≥ 5 cm de dap (N palmas/ha)

Comentario: Una sola especie de palma fue encontrada en las 32.5 ha muestreadas en el bosque Las Crucetas: *Acoelorrhapha wrightii*. Esta especie es la que domina el sotobosque de los pinares, siendo su abundancia muy superior a la de otras especies halladas, incluyendo a *P. caribaea*. Es una palma con múltiples tallos y con frutos pequeños y globosos que son comidos por ciertas aves pequeñas. La variabilidad de la abundancia de *A. wrightii* es sin embargo muy alta, y no fue posible establecer niveles de recuperación esperados (Tabla 14).

Tabla 14. Promedio más desviación estándar del número de individuos de palmas ≥ 5 cm de dap por hectárea en el bosque de pinares Las Crucetas.

Rango de edad (años)	N total (≥ 5 cm de dap)
40–49	218.9 \pm 158.6
50–59	260.6 \pm 278.7
60–69	360.0 \pm 147.1
≥ 70	148.5 \pm 161.5

Indicador 7. Extensión de vegetación ribereña dentro de la UMF (ha)

Indicador no evaluado.

Indicador 8. Frecuencia de modelos de carga de combustible sobre el suelo (número/ha)

Comentario: A partir de las evaluaciones de los modelos de combustible descritos por Rothermel (1972) para los componentes pastos y matorrales no se pudo establecer niveles esperados de recuperación, debido a la alta variabilidad encontrada. Tampoco fue posible encontrar patrones claros con respecto a la variación en las frecuencias de los modelos con respecto a la edad de los rodales.

Tabla 15. Promedio y desviación estándar de frecuencias relativas de modelos de combustible de Rothermel (ver Tabla 3) evaluados en parcelas de 100 m².

Rango de edad (años)	Modelos para pastos			Modelos para matorral		
	1	2	3	4	5	7
40–49 (n = 112 parcelas)	32.1 ± 23.1	26.9 ± 22.6	41.0 ± 40.6	34.0 ± 18.6	32.7 ± 25.7	34.1 ± 32.9
50–59 (n = 91 parcelas)	48.2 ± 31.8	29.8 ± 14.7	22.0 ± 29.8	28.9 ± 13.8	11.0 ± 9.0	60.1 ± 8.1
60–69 (n = 112 parcelas)	24.5 ± 26.7	30.2 ± 23.1	45.2 ± 42.9	43.6 ± 22.4	33.8 ± 23.8	22.6 ± 24.0
≥ 70 (n = 113 parcelas)	46.4 ± 22.9	32.6 ± 22.1	21.0 ± 33.3	19.3 ± 13.5	39.0 ± 16.6	41.7 ± 18.1

Los porcentajes se calcularon de la siguiente forma: (número de parcelas del modelo i para el rango de edad i / número de parcelas total para el rango de edad i) * 100.

Indicador 9. Abundancia de individuos de pino ≥ 10 cm de dap atacados por *D. frontalis* (número/ha)

Comentario: No se encontró ningún individuo de pino atacado por *D. frontalis* en Las Crucetas.

Comentarios finales

Los bosques de pinares en Las Crucetas son ecosistemas de muy baja diversidad de especies leñosas, destacando las especies latifoliadas a nivel de grupo. Las especies observadas son principalmente arbustivas, resistentes al fuego, y no se encuentran incluidas en las listas de especies amenazadas. No obstante, son importantes para la conservación debido a los servicios que brindan a nivel de ecosistema, como es el mantenimiento de la fauna asociada. A excepción de las especies *Acoelorrhaphe wrightii*, *Byrsonima crassifolia* y *Pinus caribaea* el resto de las especies halladas puede considerarse como escasas. Una sola especie de palma fue encontrada en el estudio: *Acoelorrhaphe wrightii*, esta especie domina el sotobosque de los pinares por su alta abundancia.

Los incendios frecuentes constituyen una de las principales amenazas a los pinares en Las Crucetas. La regeneración de especies es muy baja, principalmente de *P. caribaea*. Esto compromete la sostenibilidad de estos ecosistemas en caso de verse sometidos a manejo con fines de producción de madera.

El enfoque de monitoreo ecológico propuesto para pinares se dirige a establecer valores esperados de recuperación para rodales aprovechados de una determinada edad, con base en el muestreo de indicadores ecológicos en rodales no perturbados de edades similares. Estos marcos de referencia de niveles de recuperación se construyen a partir del cálculo del promedio y de la desviación estándar de los indicadores en los sitios no perturbados.

Este primer trabajo en Las Crucetas ha permitido el establecimiento de valores que apoyan la definición de una línea base para el monitoreo. Consideramos sin embargo necesario llevar a cabo procesos de validación de los enfoques propuestos con muestreos más amplios y a través del tiempo. Para el caso de indicadores de estructura y composición del rodal podrían utilizarse parcelas permanentes de muestreo para la obtención de datos confiables acerca de los procesos de recuperación de rodales y su dinámica en términos de mortalidad, reclutamiento y crecimiento. En términos generales, la alta variabilidad de los valores de los indicadores ecológicos evaluados en los pinares de Las Crucetas no permitió establecer marcos de referencia para la determinación de niveles de recuperación en rodales manejados. Únicamente en tres de los nueve indicadores fue posible aplicar los enfoques de la Guía y construir los marcos de referencia.

Como posibles medidas para reducir la variabilidad de los indicadores evaluados, recomendamos las siguiente: a) incrementar la intensidad de muestreo dentro de las clases de edad de los rodales, b) aumentar el tamaño de las unidades de muestreo (por ejemplo para el caso de evaluaciones de estructura y composición de plantas podría considerarse tomar información en fajas de 50 m x 100 m), y c) revisar el sistema de rodalización corroborando la edad establecida para los rodales.

Literatura citada

- Alder, D; Synnott, TJ. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford Forestry Institute, Oxford. Tropical Forestry Papers. no. 25. 124 p.
- Camacho Calvo, M. 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical; guía para el establecimiento y medición. Serie Técnica. Manual Técnico (CATIE). no. 42. Turrialba, CR. CATIE. 52 p.
- CMGBSF (Centro de Mejoramiento Genético y Banco de Semillas Forestales, NI). 1994. Pinos de Nicaragua. Managua, NI, HISPAMER. 48 p.
- Consejo Regional Autónomo Atlántico Norte. 2004. Estrategia de Desarrollo Forestal, Región Autónoma Atlántico Norte. Nicaragua, s.n.t. 56 p.
- Cordero, J; Boshier, DH (editores). 2003. Árboles de Centroamérica. Instituto Forestal de Oxford/ CATIE. 1079p.
- Delgado, LD; Finegan, B. 2005. Monitoreo Ecológico en Bosques de Alto Valor para la Conservación: informe de taller de capacitación. Puerto Cabezas, Nicaragua. 13–17 de junio del 2005. Proyecto: Fortalecimiento de capacidades regionales por medio de la sistematización, análisis y transferencia de conocimientos en manejo de recursos naturales. Documento electrónico.
- Denevan, WM. 1961. The upland pine forest of Nicaragua: A study in cultural plant geography. Univ. Calif. Publ. in Geography, 12(4): 251–320.
- Dinerstein, E; Olson, DM; Graham, DJ; Webster, AL; Primm, SA; Bookbinder, MP; Ledec, G. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y el Caribe. 135 p.
- Finegan, B; Hayes, J; Delgado, D; Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. San José, WWF Oficina Regional para Centroamérica y CATIE. 116 p.
- Greaves, A. 1979. Descriptions of seed sources and collections for provenances of *Pinus oocarpa*. Oxford, Commonwealth Forestry Institute. 143 p.
- Henderson, A.; Galeano, G; Bernal, R. 1995. Field Guide to the Palms of the Americas. Princeton University Press, Princeton, 352 pp.
- Hernández Vásquez, F. 1996. Estructura de edades de bosques de pino y su relación con el historial de aprovechamiento forestal en la sierra de Manantlán. Guadalajara, México. Tesis profesional para obtener el título de licenciado en biología, Universidad de Guadalajara. 47 p.
- Hudson, J; Salazar, M. 1981. Las quemadas prescritas en los pinares de Honduras. Siguatepeque, ESNACIFOR. 58 p. (Publicación Miscelánea ESNACIFOR no. 1).
- Jennings, S; Nussbaum, R; Judd, N; Evans, T. 2002. Identifying and managing High Conservation Values Forests: a guide for forest managers. Oxford, UK, ProForest. 62 p.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. Eschborn, GTZ. 335 p.
- López, G; Omelly, G; Vega, J; Urbina, A; Andrew, E. 2001. Plan de manejo forestal comunitario: Bosque CEPISA. Prinzapolka, NI. Informe de trabajo. s.p.
- Louman, B; Valerio, J; Jiménez, W. 2001. Bases ecológicas. In Louman, B; Quirós, D; Nilsson, M. (eds.) 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Turrialba, CR, CATIE. pp. 19–78.
- Marena, s.f. Los Ecosistemas de Nicaragua y su Estrategia. En: http://64.233.187.104/search?q=cache:XFOAD4X1VFUJ:www.marena.gob.ni/biodiversidad/enb/docs/ecosistemas_estrategia.pdf+ecosistemas+RAAN&hl=es
- Meyrat, A; Gretzinger, S. 2002. Memoria de taller de trabajo: validando protocolos para definir Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC). Puerto Cabezas, Región Autónoma Atlántica Norte (RAAN), Nicaragua, 4–6 de Septiembre, 2002
- Mirov, NT. 1967. The genus *Pinus*. New York, Ronald Press. 602 p.
- Musálem, MA; Fierros, AM. 1996. Curso de silvicultura de bosques naturales: apuntes del curso. Chapingo, MX, Universidad Autónoma de Chapingo, División de Ciencias Forestales, Departamento de Ecología y Silvicultura. s.p.
- Ordóñez, Y; Delgado, D; Finegan, G. 2006. Monitoreo ecológico en bosques húmedos tropicales certificados en la RAAN, Nicaragua: evaluación del impacto ecológico del manejo forestal. Recursos Naturales y Ambiente 46: 66–78.
- Perera Lumbí, JF; Musálem, MA. 2004. Monografía de *Pinus caribaea* Morelet var. *hondurensis* (Sénéclauze) Barrett y Golfari. Chapingo, MX, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. 779 p.

- Perry, J. 1991. The pines of Mexico and Central America. Portland, U.S., Timber Press. 231 p.
- Prabhu, R; Colfer, C; Dudley, R. 1999. Guidelines for developing, testing & selecting criteria and indicators for sustainable forest management. Bogor, ID, CIFOR. (Criteria & Indicators Toolbox Series no. 1).
- Programa Frontera Agrícola (PFA) 2000. Atlas histórico de incendios en Centroamérica: análisis de datos satelitales 1996-1999. Programa de Desarrollo Sostenible en Zonas de Frontera Agrícola en Centroamérica. CCAD/ Unión Europea. 40p.
- Rothermel, RC. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA Forest Service Research Paper INT-115, 40 p.
- Salazar, M; Gretzinger, S. 2004. Diagnóstico del entorno institucional y jurídico del manejo forestal y presentación de un modelo de contrato, Región Autónoma del Atlántico Norte, Nicaragua. San José, CR. WWF Centroamérica, Serie Técnica no. 6. 47 p.
- Skoglund, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. Journal of Vegetation Science 3: 357-360.
- Swietenia Consultores. 1995. Plan de manejo forestal de pinares Wasaking, vol. 1. Managua. Informe no publicado. 92 p.
- Taylor, BW. 1962. The status and development of the Nicaraguan Pine Savannas. Caribbean Forester 23(1): 21-26.
- Taylor, BW. 1963. An outline of the vegetation of Nicaragua. Journal of Ecology 51: 27-54.
- UICN. 1999. Lista de fauna de importancia para la conservación en Centroamérica y México: listas rojas, listas oficiales y especies en apéndices CITES. WWF/UICN/SICA. San José, Costa Rica. 230 p.
- Wolffsohn, A. 1978. Fire in tropical pine forests with special reference to *P. caribaea* var. *hondurensis*. Oxford, UK, s.n.t. 217 p.
- Wolffsohn, A. 1983. *Pinus caribaea* var. *hondurensis*: Estudio sobre su manejo en sitios nativos. Escuela Nacional de Ciencias Forestales y Corporación Hondureña de Desarrollo Forestal. Siguatepeque, Honduras. Serie miscelánea 3. 67 p.
- Zamora, N. 2000. Árboles de la Mosquitia Hondureña. Serie Técnica Manual Técnico No 43. CATIE. 335 p.
- Zea, YY. 2003. Análisis económico del manejo forestal sostenible: implicaciones de la aplicación del monitoreo ecológico en la rentabilidad del manejo en bosques con alto valor de conservación bajo certificación, Región Autónoma del Atlántico Norte, Nicaragua. Turrialba, CR, Tesis M.Sc. CATIE. 95 p.

