



Manejo y Restauración de Paisajes Forestales

Memorias del curso virtual

Realizado del 5 de febrero
al 15 de marzo del 2024

Serie Red Latinoamericana de Bosque Modelo

Publicación N° 8

Manejo y Restauración de Paisajes Forestales

Memorias del curso virtual

Realizado del 5 de febrero
al 15 de marzo del 2024

Editores:

Juan Pablo Rodríguez Garavito

Fernando Carrera Gambetta

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza

Turrialba, Costa Rica

2024

Las memorias del curso virtual “Manejo y Restauración de Paisajes Forestales” contiene un resumen de las presentaciones que formaron parte de dicho evento. Algunos ponentes utilizaron referencias bibliográficas que el lector podrá encontrar al final de cada tema y otros propusieron citas relacionadas sugeridas para profundizar sobre la temática abordada.

This publication has been produced with the financial support of the Government of Canada through the International Model Forest Network (IMFN) Secretariat's - IMFN Climate. The primary objective of this project is to support the development of leadership within the forestry sector across Latin American and Caribbean (LAC) countries, with a particular focus on promoting the active involvement of women and youth. Additionally, it aims to foster the generation of knowledge by connecting research with field demonstrations of restoration schemes, ultimately contributing to the preservation and enhancement of forest management and biodiversity.

Esta publicación ha sido producida con el apoyo financiero del Gobierno de Canadá a través de la Secretaría de la Red Internacional de Bosques Modelo – IMFN Climate. El objetivo principal de este proyecto es apoyar el desarrollo del liderazgo dentro del sector forestal en los países de América Latina y el Caribe (ALC), con un enfoque particular en promover la participación activa de mujeres y jóvenes. Además, pretende fomentar la generación de conocimiento al conectar la investigación con demostraciones de campo de esquemas de restauración y contribuir, en última instancia, a la preservación y mejora de la gestión forestal y la biodiversidad.

Cita sugerida:

Rodríguez, J.P.; Carrera, F. (Eds.). 2024. Manejo y Restauración de Paisajes Forestales: Memorias del curso virtual realizado del 5 de febrero al 15 de marzo del 2024. Serie Red Latinoamericana de Bosques Modelo. No. 8. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 236 p.

Créditos

Editores:

Juan Pablo Rodríguez Garavito
Fernando Carrera Gambetta

Diseño y diagramación

Tecnología de Información y Comunicación, CATIE

Foto portada:

Reforestación en un cafetal por parte de una comunidad Asháninka en el Bosque Modelo Pichanaki, Perú.

Visita al aserradero de la Sociedad Civil Árbol Verde en Petén Guatemala por parte de miembros del Directorio de la RLABM.

Contenido

Tema 1. Retos de la gestión de los bosques y paisajes forestales en Latinoamérica y el Caribe	7
Tema 2. Restauración de paisajes Forestales: Contexto y definiciones.....	34
Tema 3. Manejo forestal comunitario: El proceso de concesiones forestales en la RBM	51
Tema 4. Biodiversidad y la importancia de su conservación	68
Tema 5. La restauración pasiva y activa de bosques	90
Tema 6. Inventarios forestales para el manejo de bosques naturales latifoliados.....	106
Tema 7. Prácticas Silvícolas en Bosques Naturales Latifoliados.....	120
Tema 8. Manejo de Productos Forestales No Maderables.....	134
Tema 9. Reforestación para la restauración: Factores de producción	161
Tema 10.. Reforestación para la restauración: Manejo del crecimiento	171
Tema 11. Reforestación para la restauración: Monitoreo, evaluación y valoración	176
Tema 12. Agricultura Regenerativa para la Restauración de Paisajes.....	188
Tema 13. Gestión de cuencas.....	204
Tema 14. Valoración de servicios ecosistémicos.....	232
Tema 15. Costos y beneficios de la restauración	275
Tema 16. Elementos de equidad de género para la restauración.....	289
Tema 17. Certificación Forestal del FSC.....	310
Tema 18. Los Bosques Modelo de Latinoamérica	324

Presentación

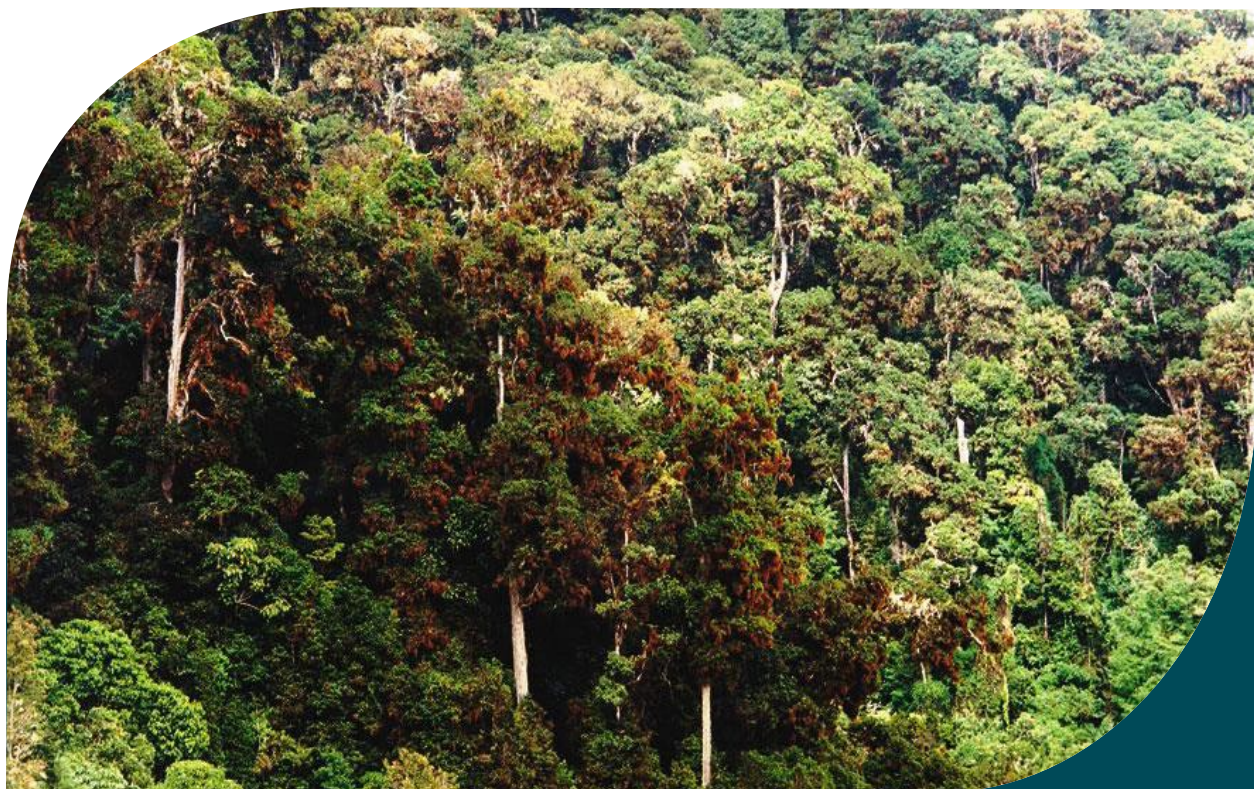
Del 5 de febrero al 15 de marzo se desarrolló en CATIE el Curso Virtual Manejo y Restauración de Paisajes Forestales con la participación de 90 personas de varios países de Latinoamérica. En el evento se trataron 18 temas relevantes, mismos que fueron documentados y se presentan en estas memorias a fin de fomentar su difusión.

El tema de manejo de bosques se fundamenta en la evidencia de que un manejo bien realizado es un instrumento de desarrollo y conservación que en gran medida puede frenar el avance de la deforestación galopante que viene sufriendo Latinoamérica. Por otro lado, existen varias áreas que precisan ser restauradas y de ahí el enfoque de restauración de paisajes forestales.

Para el desarrollo del curso se solicitó a expertos en diferentes temáticas que compartieran su experiencia y que elaboraran un resumen de la ponencia para que el alcance del evento sea mayor. En ese sentido, este documento sistematiza, a modo de memorias del evento, las ponencias presentadas.

La Red Latinoamericana de Bosques Modelo (RLABM) agradece a cada uno de los expositores por el esfuerzo realizado esperando que el documento en cuestión sea de utilidad para diversas personas vinculadas a la temática de manejo y restauración de paisajes forestales en Latinoamérica.

Roger Villalobos Soto
Presidente del Directorio de la RLABM



Tema 1

Retos de la gestión de los bosques y los paisajes forestales en Latinoamérica y el Caribe

Roger Villalobos
(rvillalo@catie.ac.cr)

Retos de la gestión de los bosques y los paisajes forestales en Latinoamérica

Latinoamérica tiene una de las mayores proporciones de área cubierta por bosques en el mundo. Esto nos hace relevantes en cuanto a los bosques que albergamos y la responsabilidad que ello conlleva. Si observan detenidamente este mapa (a), verán que nuestro continente tiene una alta proporción de países con una gran extensión de bosques, especialmente de bosques primarios o maduros.

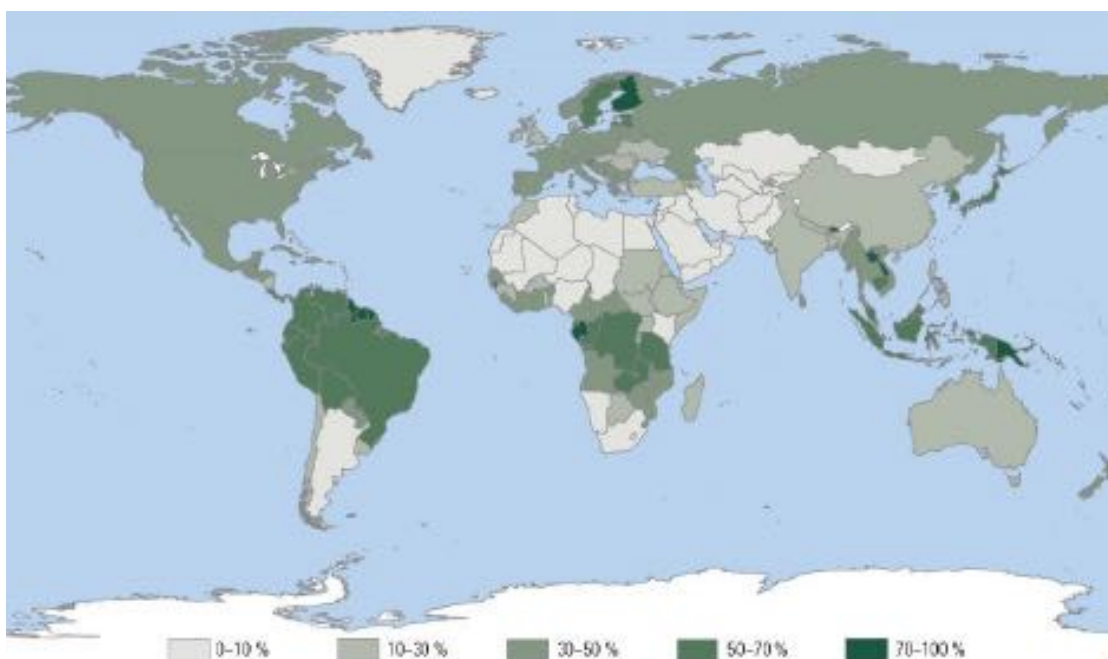


Figura 1.1. Superficie de bosque como % de la superficie de la tierra total (FRA 2015)

Por otra parte nuestros bosques son muy dinámicos y tienen una alta capacidad de capturar carbono a través de procesos de crecimiento. La mayoría de los bosques en nuestra región son tropicales, muchos de ellos húmedos tropicales, lo que los hace muy dinámicos en términos de crecimiento e intensa captura de carbono. Sin embargo, si repasamos la historia de la cobertura forestal mundial en las últimas décadas, veremos que Europa es un continente con gran extensión de bosques cuya tendencia reciente ha sido un incremento en la cobertura arbórea. Asia, que fue una región con intensa deforestación en los años 70 y 80, ha pasado a ser el principal recuperador de bosques del planeta. Muchos de los números positivos en la recuperación de bosques provienen de Asia, con países como China, India, Vietnam y Corea liderando esta recuperación.

Si nos fijamos en el continente americano, en los informes sobre el estado de los bosques del mundo de la FAO a menudo se agrupan Norte y Centroamérica en un solo bloque, donde la tendencia de pérdida de bosques en los pequeños países centroamericanos se ve disimulada por la tendencia de aumento en la cobertura arbórea de Estados Unidos y Canadá, lo que hace que este bloque se vea estable. Mientras tanto, Sudamérica por sí sola tiene una de las extensiones de bosques más grandes del mundo, pero junto con África, Sudamérica está perdiendo bosques de manera intensa y continua. Entonces, nuestra región se caracteriza por tener países con una gran extensión de bosques que están siendo deforestados intensamente año tras año. Esto nos lleva a preguntarnos si realmente valoramos los bosques en América Latina, si los tenemos en cuenta en nuestras agendas políticas y económicas de manera seria, y si estamos trabajando hacia una gestión adecuada y conservación de nuestros bosques (Figura 1.2).

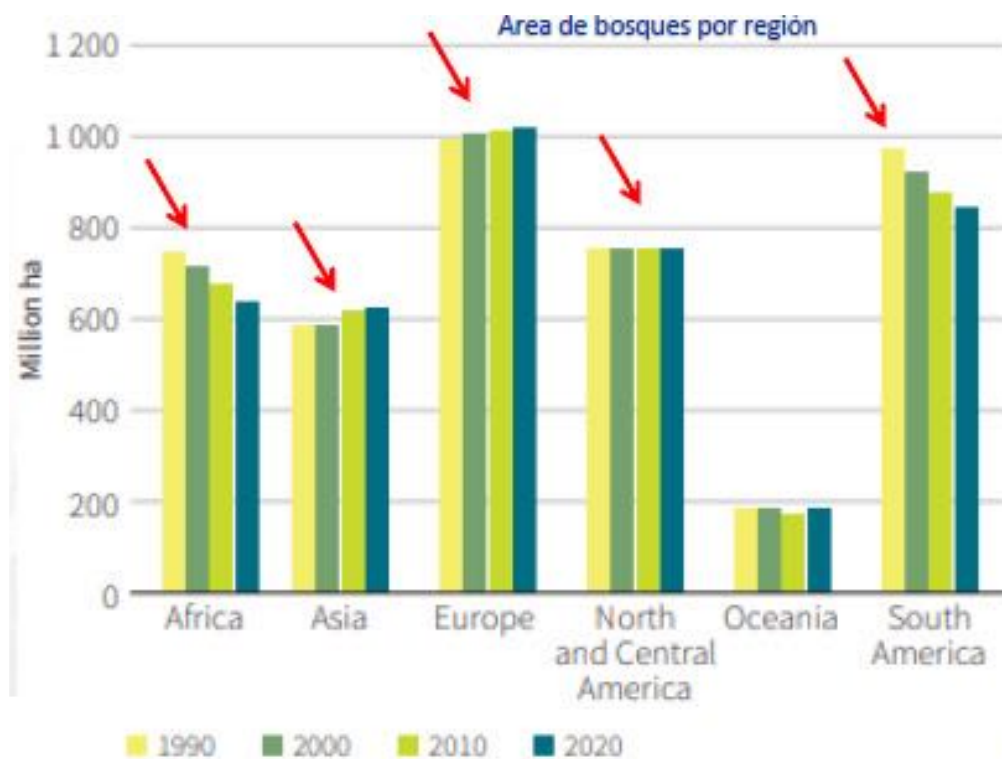
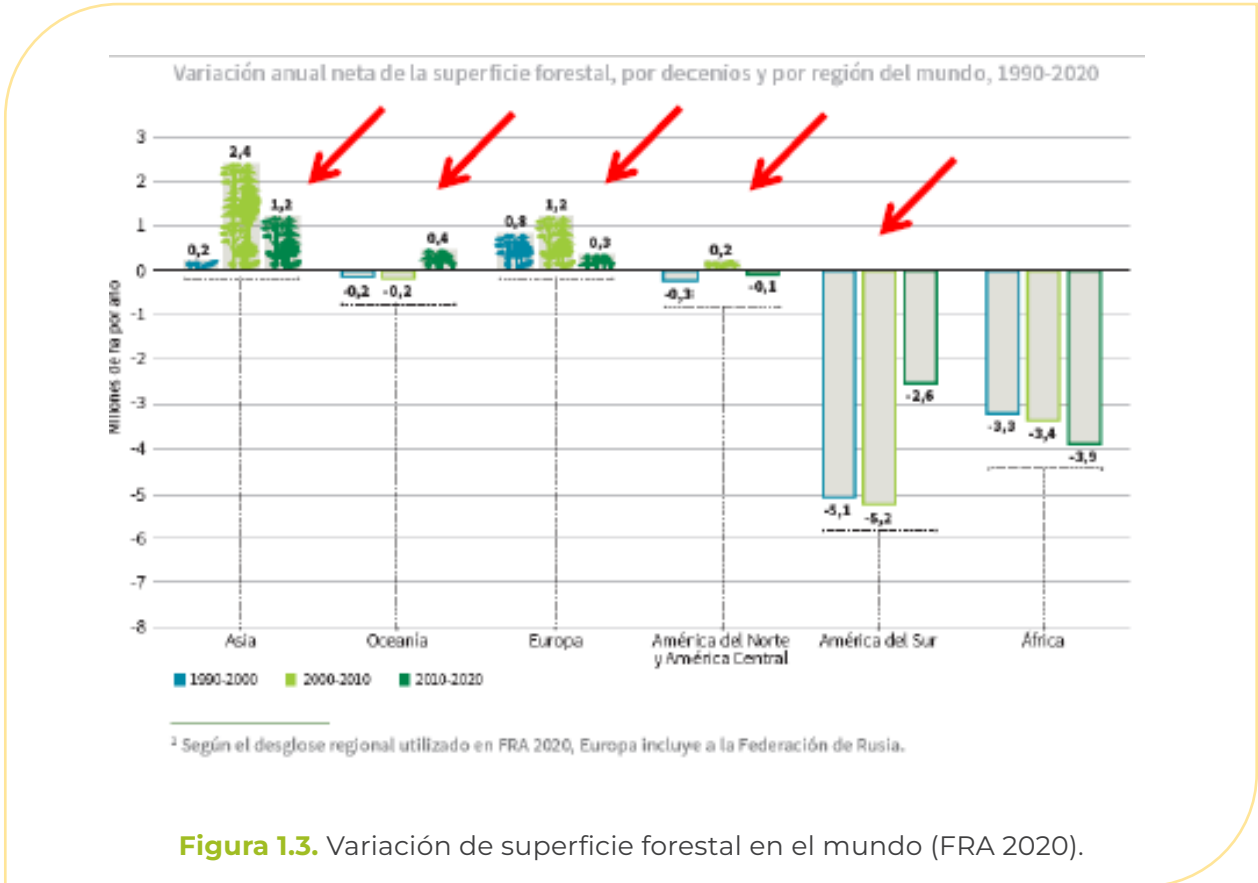
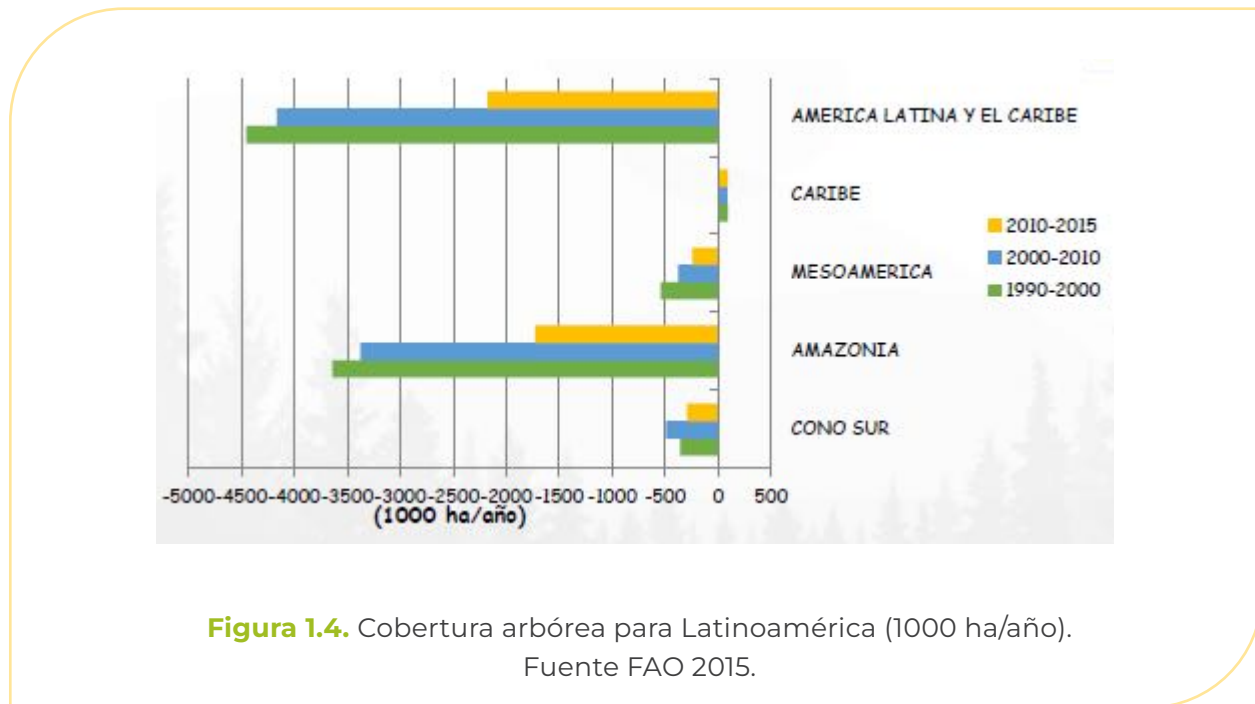


Figura 1.2. Área de bosques por región en el mundo.

En la figura 1.3 podemos observar que Asia ha mostrado números positivos en las últimas décadas, pasando de ser un gran deforestador a ser uno de los principales recuperadores de bosques. Oceanía también ha experimentado un cambio positivo. Europa ha mantenido una tendencia positiva, mientras que el bloque de América del Norte y Centroamérica se ha mantenido relativamente estable. En contraste, América del Sur y África continúan siendo grandes deforestadores, y en varios momentos de la historia, América del Sur ha superado a África en la intensidad de la deforestación.



Los datos por subregiones y por décadas (figura 1.4), confirman que América Latina y el Caribe en general muestra una tendencia negativa, esto pese a que algunos países ya están recuperando cobertura arbórea principalmente en el Caribe, son países muy pequeños. Mesoamérica, donde se encuentran los países centroamericanos, tiene un balance negativo en términos absolutos, pero debido a su tamaño, estos números no son tan significativos como los de la Amazonía, enorme área de bosque con mucha deforestación. El Cono Sur posee una pérdida de áreas de bosque similar a la de mesoamérica.



Si analizamos los datos en términos porcentuales (figura 1.5), notamos que aunque América Latina sufre una pérdida neta de bosques, en varios de los pequeños países del Caribe hay una tendencia de recuperación. Mientras tanto, en términos porcentuales, Mesoamérica, la Amazonía y el Cono Sur deforestan con una intensidad similar. En algunos momentos, el Cono Sur ha tenido mayor intensidad proporcional de deforestación que la región amazónica. En resumen, la Amazonía es una de las zonas con mayor deforestación en el planeta debido al gran tamaño de las intervenciones, pero en términos porcentuales, la mayoría de países y regiones latinoamericanas son similarmente deforestadoras.

La forma principal en la que ocurre la deforestación es el cambio de uso del suelo hacia la agricultura y ganadería, que a su vez emplea los el fuego como herramienta de eliminación de la masa forestal. Esta relación es crucial, ya que estamos presenciando incendios cada vez más frecuentes, intensos e impactantes en nuestros países. Esto se convierte en un círculo vicioso, ya que el cambio climático está ocasionando temperaturas más altas y épocas secas más marcadas.

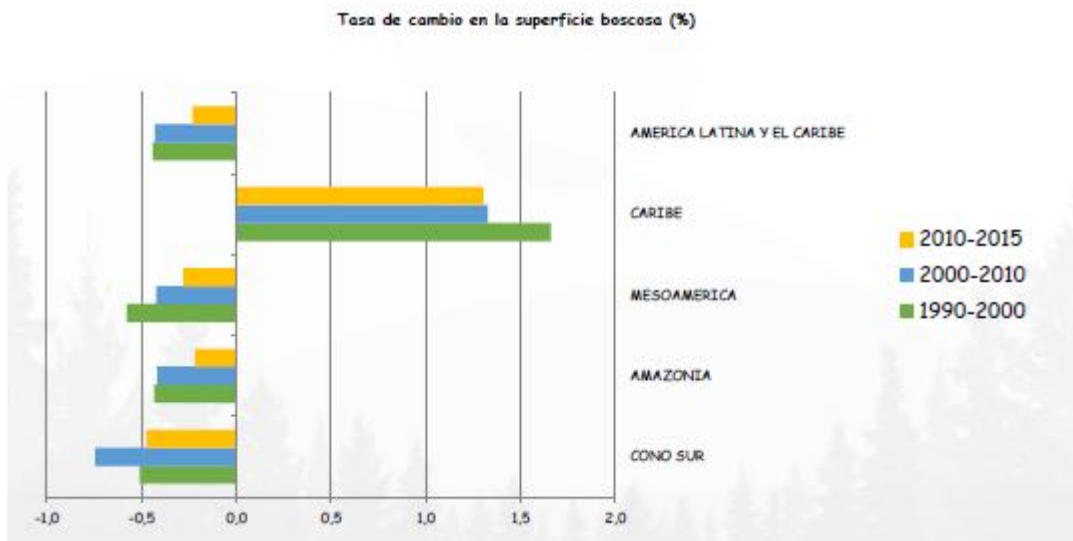


Figura 1.5. Cobertura arbórea para Latinoamérica en porcentajes.
Fuente FAO 2015.

Es importante destacar que el fuego es la principal herramienta utilizada para facilitar la deforestación en Latinoamérica, junto con el uso de tractores. Cuando se usa la imagen de las motosierras como herramienta de deforestación, esto hace que buena parte de la sociedad no establezca un vínculo con el avance de la frontera agrícola, y que piensen que la deforestación se debe al aprovechamiento forestal, cuando en realidad, en el cambio de uso una enorme mayoría de la masa forestal no es aprovechada, tan solo es eliminada. El aprovechamiento forestal sostenible, en contraposición, podría ser una importante herramienta de conservación.

Este uso del fuego para la deforestación inicia un ciclo vicioso de deforestación intensa. Las imágenes de los incendios de 2019 en la región amazónica y en Mesoamérica muestran la gravedad de la situación (figura 1.6). Los incendios forestales están generando gases de efecto invernadero y contribuyendo al aumento de las temperaturas.



Figura 1.6. Incendios durante la época seca 2018-2019
(Fuente: Global Forest Watch).

Los llamados mega incendios o los incendios de sexta generación, capaces de destruir miles de hectáreas en cuestión de horas, van a ser tristemente más frecuentes en esta región. Es fundamental tomar medidas de prevención serias para evitar incendios a gran escala. La restauración post-incendios no sirve de nada si no se aborda la fuente de los incendios y no se implementan políticas de prevención del fuego.

La ganadería es el principal frente de la frontera agrícola, es relativamente fácil de establecer, en particular cuando es extensiva y poco tecnificada, y práctica de realizar en regiones de difícil acceso y con mínima infraestructura. Esto también hace que se haya constituido en una forma frecuente de legitimar capitales de origen ilegal, lo que contribuye a la ingobernabilidad de estos territorios y dificulta aun más los esfuerzos de conservación.



Figura 1.7. Quema de pasto para favorecer la ganadería
(Fuente: Green Peace)

A pesar de que la deforestación no es barata, sigue siendo más atractivo para muchas personas eliminar bosques que conservarlos. Aunque el manejo forestal constituye una ruta para darle valor al bosque como sistema productivo y reducir así su eliminación, en muchos casos, en Latinoamérica es más fácil obtener permisos para deforestar que para realizar un manejo forestal adecuado, esto sin contar que no hay políticas ni una institucionalidad tendiente a crear condiciones favorables para el desarrollo de la actividad forestal.

Con frecuencia, la deforestación en nuestros países es intencional y planificada, formando parte de un proyecto político que concibe el desarrollo de esta manera. Esto dificulta la implementación de un manejo forestal sostenible, ya que la madera proveniente de la deforestación es muy barata y compite deslealmente con la madera proveniente del manejo forestal sostenible.



Figura 1.8. Avance de la deforestación como expresión de procesos planificados de colonización en la Amazonía de Brasil

En resumen, la deforestación en Latinoamérica se basa en una percepción, ya sea del ciudadano común o de las personas que toman decisiones, de que el bosque natural es una tierra desocupada, sin mayor utilidad para el país e incapaz de generar beneficios al sector privado, ya sea empresarial o campesino.

La figura 1.9, muestra un informe que resulta muy revelador, para el caso de Perú. El color naranja representa deforestaciones realizadas mediante intervenciones de menos de 1 hectárea, el amarillo indica intervenciones de entre 1 y 5 hectáreas, y el verde de 5 a 50 hectáreas. Según estos datos la mayor parte de la deforestación en Perú es realizada por colonizadores que trabajan a muy pequeña escala, no necesariamente grandes empresarios. Se trata de lo que podría denominarse una deforestación hormiga, y que evidencia ya sea políticas que facilitan esta forma de acceder a la tenencia de la tierra o falta de alternativas económicas para estas personas.

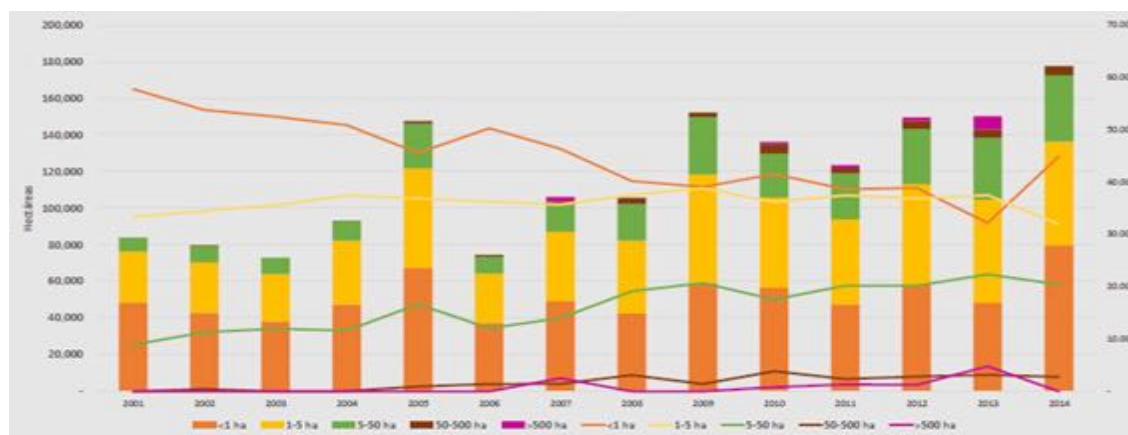


Figura 1.9. Evolución del tamaño de la pérdida de bosques húmedo amazónico, periodo 2001-2014. Estrategia Nacional sobre Bosques y Cambio Climático del Perú, 2016.

Ya avanzado el siglo XXI sigue predominando una percepción en quienes toman decisiones, de que facilitar el acceso a la tierra a las personas mediante la eliminación del bosque, es una forma de fomentar el desarrollo o aliviar la pobreza, lo cual no es necesariamente cierto e ignora el valor de los servicios ecosistémicos del bosque natural. Recientemente, en Perú, se promovió en el Congreso una modificación a la ley que facilita los trámites para cambiar bosques por tierras de cultivo.

La deforestación en Latinoamérica no se limita a grandes empresarios ni a empresas transnacionales. Se trata de un fenómeno complejo que involucra patrones culturales, opciones económicas y políticas estatales que fomentan la transformación del bosque en tierras agrícolas y ganaderas. No siempre son los cultivos de gran escala en manos de grandes empresas como la soya o la palma aceitera los principales deforestadores, también la agricultura de subsistencia o cultivos a cargo de familias como el café, el maíz, la yuca o la coca pueden promover la pérdida de grandes áreas boscosas.

Es necesario cambiar la percepción del bosque como un obstáculo para el desarrollo y comenzar a verlo como una fuente de beneficios económicos. El manejo forestal sostenible se presenta como una herramienta poderosa para la conservación de los bosques, pero para que funcione, es fundamental que existan políticas y mercados justos que valoren adecuadamente los productos forestales sostenibles frente a los productos obtenidos mediante la deforestación. Esto implicaría un cambio de paradigma en la forma en que se concibe el desarrollo económico en la región.

La figura 1.10 evidencia que desde hace ya varias décadas las regiones del mundo con cobertura forestal estable y creciente, son al mismo tiempo aquellas regiones donde se generan más recursos por el aprovechamiento de recursos forestales, lo cual contradice la creencia de muchas personas en Latinoamérica, de que el aprovechamiento forestal es un motor importante de deforestación. Una masa forestal a la cual se le da valor mediante el aprovechamiento adecuado de sus recursos renovables, es un ecosistema que se incorpora a la economía local y nacional, haciéndose más sostenible y apreciado.

De hecho, la relación entre aprovechamiento maderero y deforestación en Latinoamérica es indirecta. El maderero que antecede el cambio de uso en algunas regiones, no es la causa de ese cambio de uso, es más bien un subproducto del cambio de uso. Se aprovecha la madera con mayor valor y oportunidad de mercado antes de que el bosque sea eliminado, a veces para financiar el costo de la eliminación del bosque, pero el fin último de este proceso no es la venta de madera, el fin último es el cambio de uso en sí. Y la legislación que controla la legalidad de la madera comercializada es incapaz de revertir tal tipo de procesos, pues hay un marco político o de gobernabilidad que permite el cambio de uso y que muchas veces premia el mismo dándole la tenencia de la tierra a quien lo practica.

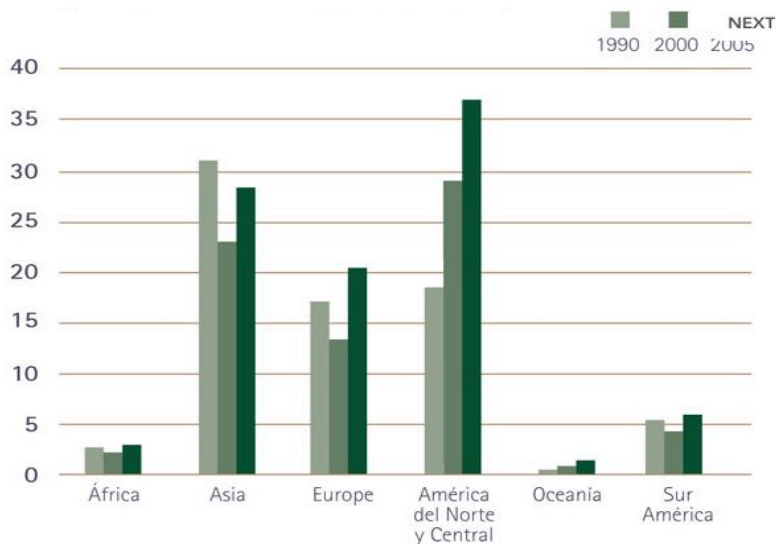


Figura 1.10. Valor atribuido a las extracciones de madera entre 1990 y 2005 (miles de millones de dólares de EEUU) (Tomado de FAO, FRA 2005)

El cambio de uso hacia ganadería y agricultura también es una causa de deforestación mucho más relevante que las actividades de minería. Más que las intervenciones directas de la minería, y sus complejos efectos de contaminación, la deforestación ligada a esta actividad se debe principalmente la falta de ordenamiento territorial en las zonas mineras. La presencia de actividades mineras suele crear polos de crecimiento económico que conducen a la colonización improvisada, ya sea con fines de agricultura o crecimiento urbano, especialmente donde no existen medidas de protección forestal.

La figura 1.11, ilustra cómo el manejo forestal, en este caso de carácter comunitario, está permitiendo conservar el bosque amazónico en este caso en la denominada Floresta Nacional (área protegida en la cual habitan comunidades que pueden aprovechar sosteniblemente los recursos forestales maderables y no maderables) de Tapajós, en Santarém. A la izquierda de la fotografía se observa el río Tapajós y un área de



Figura 1.11. Contraste entre un bosque protegido gracias al manejo forestal comunitario en la Floresta nacional Amazonas Tapajós, Brasil, y las áreas vecinas en proceso de deforestación.

aprovechamiento forestal comunitario. A la derecha, el cambio de uso del suelo, con patrones consistentes de deforestación para dar paso a sistemas pecuarios o agrícolas. La deforestación en esta región, impulsada en gran medida por la soya, muestra cómo el cambio de uso de la tierra es la alternativa más frecuente al aprovechamiento forestal maderero.

Aun un aprovechamiento forestal desordenado y carente de prácticas de buen manejo, no ocasiona un impacto en el bosque comparable al del cambio de uso, tan solo puede llegar a provocar, a lo largo del tiempo la degradación del ecosistema, manifiesta en la alteración de su composición y estructura.

La Reserva de Biosfera Maya (RBM) constituye cerca del 80% del área protegida de Guatemala (figura 1.12). Ubicada en el departamento de Petén, al norte del país, las concesiones de manejo forestal que alberga han jugado un papel crucial en la conservación del último bastión de bosque que queda en Guatemala pese a la deforestación intensa que ha imperado desde la década de 1950. Estas concesiones, que son mayoritariamente comunitarias pero también las hay de empresas privadas, permiten que los concesionarios asuman la responsabilidad de conservar el bosque y su biodiversidad a la vez que lo aprovechan sosteniblemente, evitando incendios y colonización ilegal.

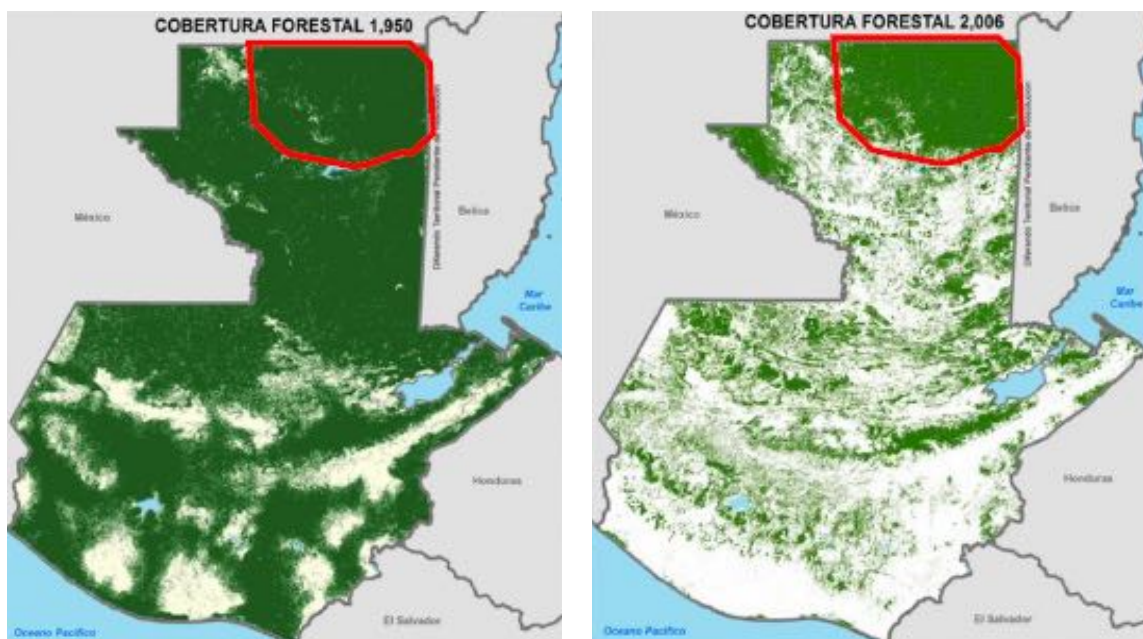


Figura 1.12. Cambio de la cobertura forestal en Guatemala. Marcado con borde rojo, la Reserva de Biosfera Maya.

La figura 1:13 muestra los avances de la deforestación en la RBM hasta el año 2009, solo para ilustrar cómo las áreas marcadas como concesionadas para el manejo forestal (arriba a la derecha) dentro de la denominada Zona de Uso Múltiple (ZUM) y los parques nacionales (Tikal y Mirador Río Azul) rodeados de este tipo de actividad, se mantienen básicamente libres de deforestación. Mientras que la denominada área de amortiguamiento, de tenencia privada (todo el flanco sur de la RBM) y los grandes parques nacionales al oeste de la RBM han venido sufriendo una intensa y caótica deforestación. La única área algo deforestada o degradada que se ve al centro de la ZUM, se dio en un par de concesiones que tuvieron problemas de mala gestión y que fueron suspendidas, lo cual propició la falta de control y la colonización del sector.

Las instituciones de gobierno han sido incapaces de salvaguardar los ecosistemas de los grandes parques nacionales Sierra del Lacandón y Laguna del tigre, al oeste de la RBM que sufren de colonización descontrolada, grandes incendios y actividades ilegales, mientras las comunidades a cargo del manejo forestal han sido guardianas eficaces de sus bosques, que al día de hoy no reportan ninguna deforestación significativa.



En años críticos por la aparición de incendios (figura 1:14), como ocurre cuando se da el fenómeno del Niño, los incendios se salen de control en las áreas de los parques nacionales al oeste de la RBM, mientras que en las áreas de forestería comunitaria no hay incendios, debido al esfuerzo preventivo permanente y organizado que hace parte del manejo forestal comercial, tanto privado como comunitario. Cuando el bosque forma parte de las estrategias de vida, y ante todo del sustento económico de las personas, las comunidades lo cuidan celosamente.

En la forestería comunitaria de la RBM, en Guatemala, la organización de cada grupo comunitario y su capacitación permanente ha sido fundamental, pero también la organización del conjunto de estas organizaciones en la Asociación de Comunidades Forestales de Petén (ACOFOP), lo cual permite la búsqueda de mejora permanente en procesos de negociación política, desarrollo de modelos de negocios, comercialización y procesamiento de productos forestales.

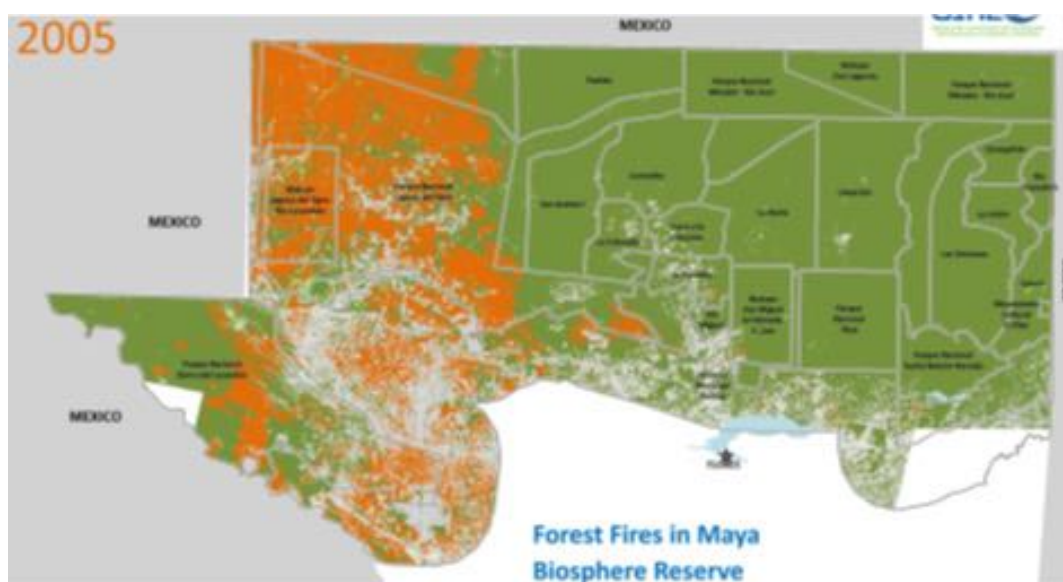


Figura 1.14. Mapa de los incendios forestales de 2005, al norte de Guatemala.

El manejo forestal comenzó a conceptualizarse en la Edad Media en Europa, cuando la nobleza implementó medidas para proteger los bosques debido a sus diversos valores, como los cotos de caza. La cacería ha sido una estrategia de conservación antigua y exitosa; un buen coto de caza administrado adecuadamente justifica la conservación del bosque. En algunos casos, los cotos de caza bien gestionados han aumentado las poblaciones de animales, ya que los cazadores cuidan estos espacios, lo que demuestra que la cacería legal puede ser un negocio beneficioso con múltiples beneficios ecológicos.

Mucha gente tiene la idea equivocada de que conservar significa no intervenir, pero hay muchos ejemplos que demuestran que una intervención adecuada en el bosque puede contribuir a su gestión, conservación e incluso rehabilitación, tanto de poblaciones animales como vegetales. Desde el siglo XIV, se han documentado medidas para proteger los bosques contra un aprovechamiento descontrolado, ya que eran fuentes importantes de madera para energía, vivienda y construcción de barcos.

En el siglo XVIII, se acuñó el concepto de rendimiento sostenible, que es la base del manejo forestal. Este concepto implica no extraer del bosque más bienes de los que el ecosistema puede reponer con el tiempo. El bosque es un sistema vivo y dinámico, donde nacen, crecen y mueren árboles, plantas y animales. El manejo forestal incentiva esta dinámica, sacando bienes del bosque a un ritmo que el bosque puede reponer.

En años recientes, se ha hablado de conceptos más integrales, como el manejo forestal integral o ecosistémico, que va más allá de simplemente extraer los bienes que el bosque puede reponer. Este enfoque implica un aumento sostenible del bienestar individual y social, además de conservar el recurso. Se trata de un enfoque social y socioeconómico que implica pasar de la corta de árboles desordenada a planes de manejo que son herramientas de toma de decisiones con seguimiento a lo largo del tiempo, para asegurar que los bosques primarios se mantengan aprovechados de manera sostenible.

Es fundamental monitorear constantemente nuestros bosques para comprender su capacidad de recuperación y mejorar permanentemente las prácticas de manejo.

Estos bosques pueden ser fuente de productos maderables y no maderables, cuya intensidad y periodicidad de aprovechamiento sostenible depende de las características de crecimiento del ecosistema y de cada especie en sí, así como del comportamiento de los mercados. El Plan de Manejo constituye una forma de ordenar y documentar la forma en que intervenimos los bosques, y en el caso particular del aprovechamiento maderero legal, que típicamente debe pasar por controles y requisitos detallados, y que conlleva un inventario forestal previo a cada aprovechamiento, estos procesos nos brindan información fundamental sobre la composición y estructura del bosque, así como de su crecimiento en el tiempo. Lo ideal es que exista una institucionalidad estatal que sepa orientar y sacar provecho de estos mecanismos de manejo y la información que generan, pero la certificación forestal, un proceso voluntario mediante el cual un ente privado reconocido supervisa y da fe del manejo adecuado, es otra vía que ayuda al análisis y revisión permanente del buen manejo.

Los conceptos en torno al manejo forestal han evolucionado hacia enfoques de diversificación, que consideran las diferentes funciones del bosque, como la producción de bienes no maderables y la prestación de servicios ecosistémicos como la regulación hidrológica y la captura de carbono. Esto implica desarrollar nuevos modelos de financiamiento, como los mecanismos de pago por servicios ecosistémicos, y desarrollar criterios de manejo para garantizar que la funcionalidad y los servicios del bosque se mantengan adecuadamente. Los enfoques de manejo ecosistémico o del paisaje, conllevan además esfuerzos para garantizar que la distribución de los bosques en el paisaje y la gestión de los mismos optimiza la disponibilidad de funciones y servicios clave para la conservación de la biodiversidad y para el bienestar de las comunidades rurales o urbanas en el paisaje.

A manera de ejemplo, se comenta aquí el caso de la comunidad Ixtlán de Juárez en Oaxaca, México, comunidad originaria que como otras comunidades ejidatarias en ese país encontró en el manejo forestal no solo una forma de reivindicar y consolidar el control y uso adecuado de las tierras ancestrales, sino también una forma de romper paradigmas y conformar nuevos modelos de desarrollo humano acordados por la comunidad (figura 1.15).



Figura 1.15. Industria forestal comunitaria en Oaxaca México (Foto R. Villalobos)

Esa comunidad cuenta con personas locales ya formadas profesionalmente en diversas facetas del que hacer forestal, cuenta además con aserradero e industria forestal que generan empleo para mujeres, hombres y jóvenes locales.

Situación similar es la del Ejido Tezains, en Durango, México, donde la comunidad ejidal cuenta con tres industrias madereras de aserrío y procesamiento que trabajan durante todo el año, a partir del aprovechamiento sostenible y ordenado del las más de 30 mil hectáreas de su territorio (de unas 46000 ha en total), que se consideran bosques naturales productivos, en este caso de pino encino. Estos son ejemplos de cómo se puede dar valor al bosque, incorporarlo en la economía de las comunidades y al mismo tiempo conservarlo.

Además de los ejemplos antes mencionados, que constituyen una ruta para la conservación de bosques naturales primarios, no debemos desestimar a las plantaciones forestales, ya sea que se trate de monocultivos con especies exóticas o nativas, o de mezclas de especies, en general estas contribuyen a la captura de carbono y otros

servicios ecosistémicos, en algunos casos a la conservación de biodiversidad según su composición interna o su rol de formar parte de zonas de amortiguamiento de áreas protegidas, y a la diversificación económica y generación de productos renovables de diverso uso. Aun los monocultivos de especies exóticas tan poco apreciadas por algunos grupos sociales, como los eucaliptos, pueden ser un gran aliado del bosque natural al proveer eficientemente de madera o biomasa combustible y así bajar la presión sobre los bosques.

En el caso del manejo forestal en bosques naturales tropicales latifoliados, que constituyen por mucho el ecosistema forestal más importante de Latinoamérica, el mismo está mayoritariamente normado para realizarse mediante tala selectiva de una pequeña porción de los árboles presentes en el bosque primario, con técnicas de bajo impacto al ecosistema (figura 1.16).



Figura 1.16. Tocón de árbol extraído bajo plan de manejo

Se trata de una porción de los árboles maduros de cada especie con valor comercial (una pequeña minoría de las especies presentes en el bosque) que cuenta con suficientes individuos en el bosque para que su uso no constituya un riesgo a esa especie, y el volumen aprovechado en cada ciclo de corta no puede superar el volumen que el bosque fue capaz de restituir gracias al crecimiento natural de los individuos, que se valora en cada inventario. El aprovechamiento de cada árbol genera un claro en el bosque, pero este claro es a su vez una intervención que activa y acelera el crecimiento y actividad reproductiva de los individuos remanentes (de todo tipo de especie), en particular los árboles jóvenes que aprovechan la disponibilidad de energía mayor en el claro, de manera que se incentiva el proceso natural de renovación permanente del bosque, la denominada sucesión primaria del bosque.

Varias investigaciones del CATIE han mostrado que también buena parte de las especies que son fuente de productos forestales no maderables, se ven beneficiadas por la apertura de claros del bosque, que hace disponible la luz solar que fomenta su reproducción y crecimiento, y en algunos casos acelera la reposición del material cosechado.

El manejo de bosques naturales, ya sea primarios o secundarios, es ante todo una estrategia para su conservación, pero que permite que desde los mismos se genere un flujo financiero de caja para la persona, familia, comunidad o empresa a quien le encomendamos la conservación del bosque. Desde un punto de vista biológico, el manejo forestal será siempre una alternativa mejor que el cambio de uso, para efectos de conservar la biodiversidad y los diversos servicios ecosistémicos de nuestros bosques. La protección absoluta del bosque, sin el aprovechamiento de sus bienes, es otra alternativa de conservación, desafortunadamente, la gestión exitosa de áreas protegidas para la conservación del bosque en Latinoamérica es por mucho la excepción, no la norma, dada la presión por tener usos de la tierra que contribuyan de forma más clara a las economías locales.

Por otra parte, lo ideal es darle a los bosques naturales la posibilidad de funcionar como sistemas productivos, y no sustituirlos tampoco por plantaciones forestales, ya sean estas monoespecíficas, diversas, con especies nativas o solo exóticas. Pero las plantaciones forestales sí pueden ser una buena alternativa para llevar a un uso forestal tierras agrícolas o pastizales poco productivos o degradados, o donde la sociedad quiera apostar por la producción forestal sostenible, muchas veces en el marco de iniciativas de restauración del paisaje.

Literatura relacionada al tema

- Arana, A.; Campos, J.J.; Velásquez, S.; Villalobos, R.; Días, A. 2007. Dinámica y factores determinantes de los cambios de la cobertura forestal en el área colindante al Parque Nacional Tapantí Macizo de la Muerte, Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente (CATIE) no. 51-52: 77-84.
- Bashi, M.S; Imbach, A; Ruiz-Guevara, N; Díaz, A; Carrera, F: 2024. Juventudes en las iniciativas de restauración del paisaje forestal en el Bosque Modelo Pichanaki, Perú. Serie Red Latinoamericana de Bosques Modelo. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 1. 89 p.
- Benites, A.; Campos, J.J.; Faustino, J.; Villalobos, R.; Madrigal, R. 2008. Identificación de servicios ecosistémicos como base para el manejo participativo de los recursos naturales en la cuenca del río Otún, Colombia. Recursos Naturales y Ambiente (CATIE). no. 55: 83-90.
- Bustos-Linares, E., Villalobos, R., Delgado-Rodríguez, D., Zamora, R., Carrera, F. 2024. Estándar para orientar esfuerzos de restauración a escala de paisajes tropicales: Propuesta basada en el análisis de experiencias en cuatro Bosques Modelo en Latinoamérica (en línea). Turrialba, Costa Rica, CATIE. 58 p. (Serie técnica. Informe técnico / CATIE, no. 462). Disponible en <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/12629>
- Campos, J; Villalobos, R. 2008. Manejo forestal a escala de paisaje: un enfoque para satisfacer múltiples demandas de la sociedad hacia el sector forestal (en línea). INFOR 14(1):181-189. Disponible en <http://biblioteca.infor.cl/DataFiles/26528.pdf>
- Carrera, F; Boscolo, M.; Linhares-Juvenal, T. 2018. Manejo forestal como estrategia de conservación y desarrollo. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación). DOI: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/FAOcountrries/Guatemala/Publicaciones/Policy_brief_Manejo_Forestal.pdf

- Carrera, F; Villalobos, R; Durán, L; Ruiz Guevara, N; Rojas, C; Verbisky, R: 2022. Gobernanza territorial desde los Bosques Modelo: lecciones y desafíos actuales. Memorias del XI Congreso Forestal Mundial 2-6 mayo 2022. Seúl, Corea. 6p. <https://programme.wfc2021korea.org/es/session/2f862f80-a9c1-ec11-997e-a04a5e7cf9dc>
- Castillo, R; Carrera, F; Villalobos, R; Rodas, A; Imbach, A. 2020. El aporte de las concesiones forestales comunitarias de Guatemala al cumplimiento de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS). Serie Técnica. Boletín Técnico CATIE 106. Economía, Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales. Turrialba, Costa Rica. 106. 49p. https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/10309/El_aporte_de_las_concesiones_forestales_comunitarias_de_Guatemala_al_cumplimiento_de_los_objetivos_de_desarrollo_sostenible.pdf?sequence=5&isAllowed=y
- De Gatto, F; Mbairamadji, J; Richards, M; Reeb, D. 2018. Las pequeñas empresas forestales en América Latina: aprovechando su potencial para generar medios de vida sostenibles. Documento de trabajo N.º 10 del Departamento Forestal de la FAO. Roma, FAO. 84 págs. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Dumet, R.; Villalobos, R.; Carrera, F.; de Camino, R.; Rivera, J.O. 2012. Estándar para el monitoreo y evaluación de Bosques Modelo. Serie técnica. Boletín Técnico no. 56. Gestión Integrada de Recursos naturales a Escala de Paisaje No. 11. CATIE, Costa Rica. 35 p.
- Durán, L; Villalobos, R; Ruiz, N; Carrera, F: 2023. Gobernanza del Fuego: Experiencias desde las plataformas de gobernanza de la Red Latinoamericana de Bosques Modelo. Serie RESTAURacción. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 10. 134 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051185/go>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Principales resultados. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. Sustainable Forest Management (SFM) Toolbox. Forest Governance. DOI: <http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/forest-governance/basic-knowledge/en/>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2016. Forty years of community-based forestry A review of its extent and effectiveness. Rome, Italy, FAO. 168 p. DOI: <http://www.fao.org/3/a-i5415e.pdf>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2018. The State of the world's forests 2018. Forest pathways to sustainable development. Rome, Italy, FAO. 139 p. DOI: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/19535EN/>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations).. 2022. The State of the World's Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient, and sustainable economies. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360en>

- González, E; Carrera, F; Villalobos, R; Delgado, D; Espinosa, C; Navarro, G: 2021. Impacto de la implementación de la política forestal de la república de Panamá sobre la gobernanza forestal y la gestión actual de los bosques de producción, región Darién, periodo 2009-2018. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 53 p. (Serie Técnica. Boletín Técnico no. 419. Colección Economía, Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales no. 25). <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/9109>
- Grogan, J; Free C; Pinelo, G; Johnson, A, Alegría, R. 2016. Estado de conservación de las poblaciones de cinco especies maderables en concesiones forestales de la Reserva de la Biósfera Maya, Guatemala. CATIE. Proyecto Finnfor. Bosques y Manejo Forestal en América central. Turrialba, Costa Rica. 104 p. DOI: http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/8286/Estado_de_la_conservacion_de_las_poblaciones.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Henao Bravo, Eliana Isabel; Ordoñez, Yadid; Camino Velozo, Ronnie de; Villalobos Soto, Róger; Carrera Gambeta, Fernando. 2015. El bosque secundario en Centroamérica : un recurso potencial de uso limitado por procedimientos y normativas inadecuadas. Serie Técnica. Boletín Técnico; Número 77. CATIE, CIFOR, Turrialba. 46 p.
- Henao Bravo, Eliana Isabel; Ordoñez, Yadid; Camino Velozo, Ronnie de; Villalobos Soto, Róger; Carrera Gambeta, Fernando. 2015. Bosques secundarios ¿Manejarlos, preservarlos o eliminarlos? Síntesis para decisores. CATIE, CIFOR. 6 p.
- Mansur, M.; Navarro, G.; Carrera, F.; Villalobos, R. Díaz, A. 2021. Análisis sobre experiencias en vigilancia forestal independiente: insumos para la buena gobernanza forestal Estudio de caso las veedurías forestales ciudadanas de Panamá. Serie Técnica. Informe Técnico No. 109. Economía Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales No.21. CATIE. 54 p. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/10744>
- Mansur, M.; Navarro, G.; Carrera, F.; Villalobos, R. Díaz, A. 2021. Análisis sobre experiencias en vigilancia forestal independiente insumos para la buena gobernanza forestal La vigilancia forestal independiente en Honduras, Panamá y Perú: un análisis comparativo. Serie Técnica. Informe Técnico No. 110. Economía Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales No.23. CATIE. 37 p. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/10746>
- Mansur, M.; Navarro, G.; Carrera, F.; Villalobos, R. Díaz, A. 2021. Análisis sobre experiencias en vigilancia forestal independiente: insumos para la buena gobernanza forestal Estudio de caso las veedurías forestales indígenas de Perú. Serie Técnica. Informe Técnico No. 109. Economía Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales No.19. CATIE. 53 p. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11725>
- Mansur, M.; Navarro, G.; Carrera, F.; Villalobos, R. Díaz, A. 2021. Análisis sobre experiencias en vigilancia forestal independiente: insumos para la buena gobernanza forestal Estudio de caso la vigilancia forestal independiente en Honduras. Serie Técnica. Informe Técnico No. 109. Economía Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales. CATIE No. 20. 57 p. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/10746>

- Medellín, C; Villalobos, R.; Román, LD; Carrera, F: 2022. Participación social y gobernanza para el manejo del fuego: Evolución y situación actual en el Pacífico Norte de Costa Rica. CATIE, 115 p (Serie Técnica. Informe Técnico, no.447. Disponible en: <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051176/go/>
- Murrieta, E.; Finegan, B.; Delgado, D.; Villalobos, R.; Campos, J.J. 2008. Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente (CATIE) 51-52:57-68.
- Murrieta, E.; Finegan, B.; Delgado, D.; Villalobos, R.; Campos, J.J. 2008. Propuesta para una red de conectividad ecológica en el en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente (CATIE) 51-52:69-76.
- Orellana Ramírez, H. N; Carrera Gambetta, F; Villalobos Soto R; Flores López, J. C; Delgado Rodríguez, D; Navarro G. A. 2021. Estándar para la evaluación del desempeño del manejo forestal comunitario en bosque de pino (*Pinus spp.*) en Honduras. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 117 p. (Serie técnica. Informe técnico / CATIE, no. 431). <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11529>
- PRISMA (Programa Regional de Investigación sobre Desarrollo y Medio Ambiente). 2018. Deforestación y políticas públicas: trayectorias históricas y perspectivas para la gobernanza de los bosques del Petén. Monterroso, I; Sauls, L; Davis, A; Martí, M. 41 p.
- Rodas, A; Monterroso, I; Stoian, D. 2021. Dinámicas productivas en torno al cambio de uso del suelo y sus repercusiones en la Reserva de Biósfera Maya (RBM) en Petén, Guatemala. Working Paper 1. Bogor, Indonesia: Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR); y Nairobi, Kenia: Centro Internacional de Investigación Agroforestal (ICRAF).
- Rojas, C; Carrera, F; Villalobos; R; Imbach, A; Durán, L. 2022. Bosques Modelo: procesos sociales de gobernanza que buscan su propia sostenibilidad y la del territorio. Memorias del XI Congreso Forestal Mundial 2-6 mayo 2022. Seúl, Corea. 5p. <https://programme.wfc2021korea.org/es/session/807f3b88-a9c1-ec11-997e-a04a5e7cf9dc>
- Rosa, J; Carrera, F; Chaves, E; Brenes, C. 2023. Contribución de la forestería comunitaria a la conservación y desarrollo socioeconómico en el Bosque Modelo Sico Paulaya, Honduras. Caso de la Cooperativa Agroforestal Limoncito . Serie RESTAURación, Turrialba, Costa Rica, CATIE. No 4, 71 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051179/go/>
- Russi, A.P.; Carrera, F.; Villalobos, R. Díaz, A. 2021. Sistematización de experiencias sobre las mesas forestales departamentales Chocó, Putumayo y Cauca Andino, Colombia, para fortalecimiento de la gobernanza forestal, en el marco del programa FAO UE FLEGT. Serie Técnica. Informe Técnico No. 438. Economía Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales. CATIE No. 27. 99 p.

- Sabogal, C; Jong, W; Pokorny, B; Louman, B. 2008. Manejo forestal comunitario en América Latina. Experiencias, lecciones aprendidas y retos para el futuro. Bogor, Indonesia. Centro para la Investigación Forestal (CIFOR), 2008. 274 p. ISBN: 978-979-1412-73-5
- Serrano Dávila, M.E.; Campos, J.J.; Villalobos, R.; Galloway, G.; Herrera, B. 2008. Evaluación y planificación del manejo forestal sostenible a escala de paisaje en Hojanca, Costa Rica. Serie Técnica Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales. Informe Técnico: no.363. CATIE, Turrialba. 38 p.
- Serrano, M.E.; Campos, J.J.; Villalobos, R.; Galloway, G.; Herrera, B. 2008. Zonificación de la cobertura forestal a escala de paisaje en el cantón de Hojanca, Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente (CATIE) 51-52:85-95.
- Stoian, D; Rodas, A; Alegría, R; Zac, W. 2018. "Desempeño económico y dinámicas sociales en las concesiones comunitarias de la Reserva de la Biosfera Maya". El Caso de: Sociedad Civil El Esfuerzo, Melchor de Mencos, Petén
- Villalobos R.; Carrera, F.; de Camino, R.; Morales, J.P.; Flores, W. 2012. Construcción de cultura forestal para el desarrollo: Tres historias de éxito en Latinoamérica. Ponencia presentada en el International Seminar on Scaling Up Rural Innovations. 7-9 May 2012, Lima Perú; organizado por IRDC Canadá, Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola (FIDA), Instituto de Estudios Peruanos (IEP).
- Villalobos, R.; Detlefsen, G.; Gutiérrez Montes, I.; Rivas Platero, G.G. 2007. Manejo forestal. Módulo 4: manejo forestal. Cuaderno de capacitación Turrialba (Costa Rica), 88 p. Serie: Serie Técnica. Manual Técnico (CATIE) no. 71 Notas: 12 ref.
- Villalobos, R.; Orozco, L. ed. 2011. Gestión de Territorios: el salto desde la planificación. Memoria del taller internacional realizado en Risaralda, Colombia. 15 al 17 de noviembre 2010. Turrialba, Costa Rica, CATIE, Serie Técnica. Reuniones Técnicas No. 16. 206 p.



Tema 2

Restauración de paisajes forestales: Contexto y definiciones

Roger Villalobos
(rvillalo@catie.ac.cr)

Restauración de Paisajes Forestales: Contexto y definiciones

Los ecosistemas forestales nos proporcionan una gran diversidad de bienes útiles para efectos de alimentación, medicina, usos cosméticos, elaboración de artefactos útiles, alimentos, materiales de construcción, elaboración de artesanías u obras artísticas, entre otros, así como diversos servicios que contribuyen a nuestro bienestar físico y a otras facetas de nuestro ser como la educación, la religión y el bienestar espiritual. Hablamos entonces, en términos económicos, tanto de usos de mercado como de no mercado. Aspirar a la sostenibilidad en el uso de estos servicios es una responsabilidad fundamental, más aún ante la conciencia existente actualmente en el ámbito global sobre la degradación de los diversos tipos de ecosistemas exacerbada por el cambio climático.

En muchas culturas, cuando se ingresan al bosque a tomar algún bien, más aún cuando se requiere sacrificar algún ser vivo para obtener el mismo, existen ritos o ceremonias para pedir permiso y agradecer a la naturaleza o diversas deidades relacionadas con ella, por el aprovechamiento de estos bienes en nuestro beneficio. En un contexto de política económica actual, se han concebido estrategias como el pago por servicios ambientales, las inversiones en restauración y otros tipos de incentivos que constituyen evidencias de nuevas formas de valorar la existencia de los ecosistemas y los beneficios que nos generan. En la dialéctica de varios acuerdos globales, la restauración evidencia la conciencia de la necesidad del ser humano por tratar de rescatar o recuperar funciones ecológicas y servicios derivados de ellas, que hemos perdido debido a nuestros modelos de desarrollo predominantes y al mal manejo de los ecosistemas y sus recursos.



Figura 2.1. Camión cargado de trozas procedentes de la ejecución de un plan de manejo forestal sostenible, legal, técnicamente supervisado y adicionalmente certificado, en Costa Rica (Foto R. Villalobos)

Hablamos entonces de enfoques de restauración que aspiran a mantener y recuperar funciones productivas de los ecosistemas, además de funciones ecológicas que las sustentan. Por ello, es importante que la sociedad aprenda a entender que el aprovechamiento de los recursos forestales puede y debe realizarse con base en principios de sostenibilidad, y una imagen como la de la figura 2.1. puede corresponder a un proceso mediante el cual se conserva o restaura un ecosistema, al mismo tiempo que se le da valor y se le incorpora en las estrategias de vida locales. Por medio del manejo forestal sostenible, además se activa la captura de carbono en el ecosistema forestal, a la vez que generamos productos útiles, renovables, donde el carbono puede mantenerse capturado en construcciones, muebles y otros artículos de larga vida.

El impacto generado por un aprovechamiento forestal puede variar mucho dependiendo de aspectos como la planificación las actividades, la tecnología utilizada y la experiencia del equipo de trabajo (figura 2.2). En varios estudios se ha usado el término “aprovechamiento convencional” para referirse a prácticas de tala y extracción de madera que fueron tradicionales antes del fomento de un buen manejo forestal, que carecían de una adecuada planificación y de la aplicación de técnicas de bajo impacto.

El buen manejo forestal conlleva que el aprovechamiento tenga una planificación minuciosa que minimiza y distribuye adecuadamente el impacto del derribo de árboles y transporte de trozas, de manera que los claros generados durante la cosecha sirvan para fomentar el crecimiento de la masa forestal, pero no sean tan grandes que favorezcan una alta aparición de especies pioneras o heliófitas, que a su vez compitan con las especies de mediano y lento crecimiento, de mayor valor comercial y que deben ser

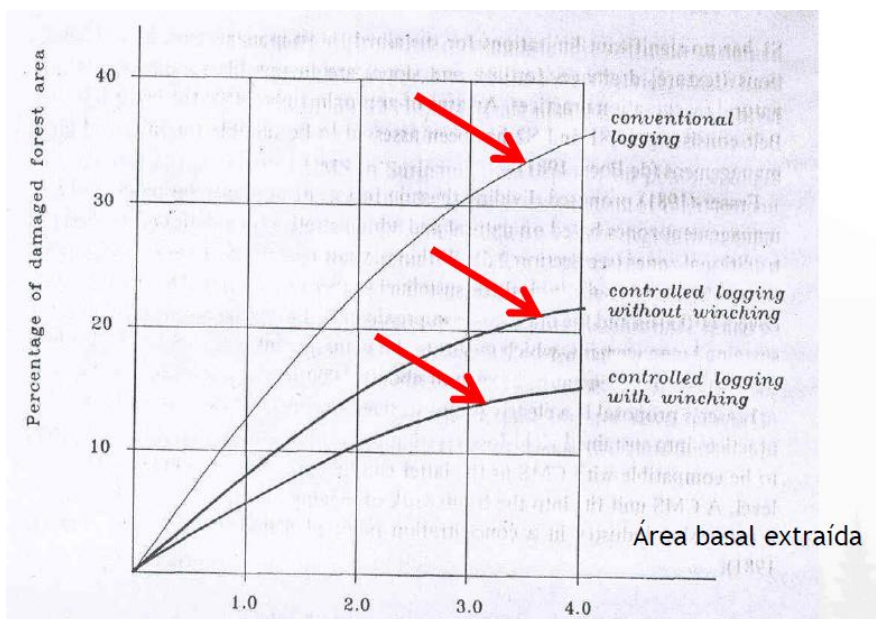


Figura 2.2. Representación del porcentaje de área impactada por un aprovechamiento forestal, en función del área basal extraída y el tipo de prácticas de aprovechamiento.

dominantes en el bosque primario. Se planifica además toda la red de caminos primarios y senderos secundarios para que su extensión sea mínima y se minimice el riesgo de producir erosión o deslave del terreno.

El manejo forestal implica el cuidado y uso de los bosques de manera que se mantenga su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y potencial para satisfacer funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes. Requiere una conservación constante de los recursos forestales, la preservación de la diversidad biológica y la salud de los ecosistemas forestales, así como una distribución equitativa de los beneficios y costos del aprovechamiento. Para lograr esto, se necesita un marco político, jurídico e institucional adecuado.

Para que el manejo forestal sostenible sea viable, requiere de un marco político, institucional y legal adecuado. Aspectos como la tenencia clara de la tierra son fundamentales, es decir, saber quién es el beneficiario del usufructo del bosque, quién es responsable y del manejo y la protección del mismo.

En los bosques neotropicales latifoliados, el manejo forestal es especialmente desafiante. Típicamente, solo una pequeña porción de las especies presentes tiene valor comercial; de estas, la mayor parte de los individuos factibles de procesar se mantiene en el terreno para garantizar la provisión de semillas de la especie y salvaguardar la estructura del bosque. Se aprovechan solo individuos que tengan el diámetro mínimo de corta establecido para cada especie. En el caso de especies muy poco abundantes o consideradas en peligro, la legislación suele impedir su aprovechamiento. Adicionalmente, las legislaciones de cada país suelen prohibir el aprovechamiento en zonas de protección de fuentes o causas de agua, o de muy alta pendiente, entre otras variables. Todo esto hace complejo el aprovechamiento y reduce su rentabilidad para el propietario del bosque (ya sea comunidad, familia o empresa). El uso forestal suele ser el de menor rentabilidad, ante alternativas como la agricultura y la ganadería, de ahí la importancia de que el estado contribuya con el fomento y con la creación de condiciones favorables al negocio forestal, si es que hay un interés real en la conservación del bosque.

La figura 2.3. ilustra una tendencia ampliamente estudiada en la economía forestal. Dada la tendencia común de los mercados de la tierra, los bosques suelen sobrevivir tan solo cuando están suficientemente lejos de los mercados o zonas urbanas, en zonas donde los costos de transporte son muy altos. En áreas cercanas a los espacios urbanos o las mejores redes de caminos, el uso de la tierra o es urbano, o industrial o en la producción agrícola o pecuaria más intensa. En zonas más lejanas son más comunes los usos extensivos de la tierra, típicamente la ganadería extensiva, de menor rentabilidad, y es ahí donde los bosques se debaten entre su sobrevivencia y el cambio de uso. Cualquier política gubernamental que desincentive la producción forestal o que fomente el avance de la frontera agrícola, por ejemplo, créditos para el desarrollo ganadero o agrícola (que muchas veces no toman en cuenta el potencial productivo real de los suelos), atenta contra la conservación del bosque.

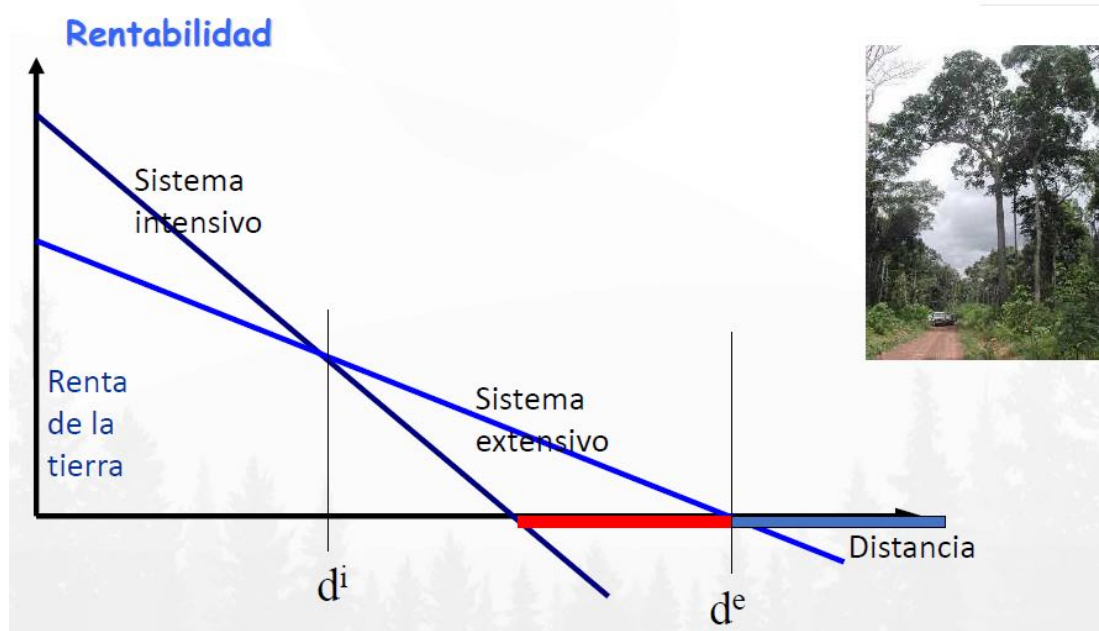


Figura 2.3. Tendencias en uso de la tierra según cercanía a los mercados o infraestructura de transporte.

Con frecuencia, las carreteras que se construyen en la Amazonía se constituyen en frentes de deforestación. El problema no es la carretera en sí, el problema es que, si no hay claridad legal o política en la disposición de mantener el bosque, o no hay claridad en la responsabilidad de conservarlo, la carretera facilitará acciones de colonización para legitimar una tenencia legal o ilegal de la tierra, que históricamente se valida a través de la deforestación. Sin políticas claras de conservación y manejo forestal, o capacidades efectivas de administración y cuidado de áreas protegidas, la presión de los mercados siempre favorecerá el cambio de uso.

Entre las condiciones habilitadoras de un buen manejo forestal se incluyen aspectos como la formación de capacidades técnicas para quienes participan en todas las fases de la cadena productiva, la disponibilidad de información sobre mercados, la facilitación de alternativas de mercado justas y transparentes, el fomento de prácticas de consumo sostenible para ampliar los mercados de los productos forestales, la reducción u optimización de trámites legales para el aprovechamiento de recursos forestales, para reducir su tendencia a generar altos costos de transacción, entre otras.

En la actualidad aspiramos a que el manejo forestal sea diversificado o multifuncional, debe ampliarse la cantidad de especies valoradas en los mercados de la madera, pero también aprovechar, cuando es posible productos forestales no maderables, y agregar, cuando es viable el reconocimiento financiero a otros atributos del bosque, mediante esquemas como pago por servicios ecosistémicos.

La restauración de ecosistemas forestales o de paisajes forestales ha venido ganando fuerza en las discusiones internacionales y en la generación de políticas que la promueven. Sin embargo, conceptos de restauración y otros relacionados aparecen en los foros de discusión global ambiental desde los años 80, y en los principales documentos como declaración de la tierra, agenda 21 y las convenciones globales relativas a temas ambientales, a saber las convenciones de cambio climático, diversidad biológica (CBD) y lucha contra la desertificación.

En el plan estratégico de la CBD vigente del 2010 al 2020, plasmado en las metas de Aichi, se menciona el tema de la restauración con claridad en la meta 14, que estableció la necesidad de restaurar y salvaguardar los ecosistemas que proporcionan servicios esenciales, incluidos aquellos relacionados con el agua, contribuyendo así a la salud, los medios de vida y el bienestar, con especial atención a las necesidades de mujeres, comunidades indígenas, locales, personas en situación de pobreza y vulnerabilidad; y en la meta 15, se planteó que para el año 2020 se debía incrementar la resiliencia de los ecosistemas y la contribución de la diversidad biológica a las reservas de carbono mediante la conservación y la restauración de al menos el 15 por ciento de las tierras degradadas, contribuyendo así a la mitigación y adaptación al cambio climático.

Este tipo de metas, si bien no están acompañadas de estrategias claras para su ejecución y puede que estén lejos de ser logradas, han promovido la existencia de procesos intensos en marcha, de líneas de financiamiento para acciones de restauración, tanto desde la cooperación internacional como desde fondos privados, definición de estrategias y políticas nacionales para la restauración y acuerdos internacionales informales, como el Reto de Bonn o la declaración de Nueva York para la restauración.

Desde el inicio de la aparición de conceptos y enfoques de restauración en las discusiones internacionales, se evidencian contradicciones y disyuntivas, entre prioridades como recuperar capacidades productivas agropecuarias del suelo o de los espacios rurales, para la producción de alimentos, recuperar biodiversidad o reconstruir ecosistemas nativos, y al mismo tiempo resolver problemas de pobreza, desarrollo humano, equidad o inclusión, al mismo tiempo que se procura mitigar el cambio climático y a la vez adaptarnos a sus implicaciones.

Como parte de esa tendencia internacional, la restauración es un tema también visible en las metas de desarrollo sostenible vigentes en la actualidad. La meta 15, en particular, se enfoca en proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras, y detener la pérdida de biodiversidad.

En paralelo a los acuerdos globales formales, coordinados desde la Organización de las Naciones Unidas, se han realizado algunos foros internacionales y se han lanzado iniciativas no vinculantes, pero que han logrado generar todo un movimiento global en torno a la restauración. Probablemente la más relevante es el conocido como reto de Bonn o Bonn Challenge, producto de un foro entre entes gubernamentales y privados de diversos países realizado en septiembre de 2011 en Alemania. Este reto propuso restaurar 150 millones de hectáreas de tierras deforestadas y degradadas para el año 2020. Es probable que los esfuerzos generados desde el mismo estén lejos de esa meta, pero han logrado fomentar la canalización de recursos financieros y de políticas nacionales sobre el tema.,

Posteriormente al Bonn Challenge, surgieron otros acuerdos significativos, como la Declaración de Nueva York, que aumentó la meta a 350 millones de hectáreas en restauración para el año 2030 en el mundo. A nivel regional, el World Resources Institute (WRI) ha venido promoviendo las iniciativas África 100, con una meta de 100 millones de hectáreas para 2030 en el continente africano, y la iniciativa 20x20 en Latinoamérica, que originalmente buscaba restaurar 20 millones de hectáreas para 2020. La reacción de los gobiernos de muchos países latinoamericanos fue entusiasta, y hoy en día los compromisos (no formales) asumidos por estos gobiernos suman más de 52 millones de hectáreas que aspiran a restaurar. En algunos casos, los compromisos son relativamente discretos ante las dimensiones del país (por ejemplo 1 millón de hectáreas en Argentina), en otros casos, los compromisos se refieren a una enorme proporción de territorios nacionales mucho más pequeños (1 millón de hectáreas en El Salvador), lo cual puede reflejar diferentes percepciones o rutas de análisis político.

Además del interés expresado por gobiernos nacionales, estos procesos han movilizado decenas de organizaciones no gubernamentales internacionales, regionales, nacionales o locales, que procuran aportar sus experiencias y capacidades técnicas; así como decenas de bancos y fondos de inversión, tanto desde el ámbito de la cooperación para el desarrollo como desde la inversión privada, que aspiran a promover actividades productivas o modelos de negocios innovadores en torno a la restauración.

Actualmente existen ya en varios países latinoamericanos estrategias o políticas nacionales que pretenden movilizar recursos financieros, técnicos e institucionales para el fomento de iniciativas de restauración planificadas en el marco de las prioridades del país (figura 2.4). Varían los énfasis temáticos, los enfoques de trabajo, la terminología utilizada, todo esto según los procesos de análisis y sectores involucrados en cada país. En unos casos el énfasis se hace en la recuperación de ecosistemas o especies nativas, en otros casos se plantea una mejora o rehabilitación de funciones ecológicas o productivas en paisajes; en algunos casos el interés es más biológico, en otros se hace énfasis en nuevos modelos de negocios, así como en atender problemas de pobreza o seguridad alimentaria. Así de amplias son las expectativas en torno a la restauración en el mundo político.

En el año 2019, desde las Naciones Unidas se proclamó la Década de la Restauración, declarada con el objetivo de promover masivamente la restauración del medio ambiente degradado para combatir el cambio climático, mejorar la seguridad alimentaria, el suministro de agua y la biodiversidad. Se espera que tal declaración active aun más las iniciativas de la cooperación internacional, sector privado y gobiernos en este tema.

Tales tendencias políticas internacionales han permeado incluso los enfoques de trabajo de la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER), que históricamente fomentó una visión estricta de la restauración tendiente a la recuperación de ecosistemas naturales con el mayor grado de semejanza posible a los ecosistemas originalmente existentes en un sitio degradado, también conocidos en la terminología técnica como ecosistemas de referencia. Los principios propuestos por la SER en el marco de la Década de la Restauración, dan valor al conjunto de intervenciones que se pueden realizar en toda la extensión de un paisaje, y que van desde la reducción de impactos de las actividades humanas, hasta la recuperación de ecosistemas nativos, pasando por un continuum o gradiente de acciones de mejora ambiental.



Figura 2.4. Documentos sobre políticas de Restauración ecológica producidos en distintos países de Latinoamérica.

Existen muchas definiciones de restauración, de forma general y sencilla, puede describirse como es “toda actividad intencional que inicia o acelera el proceso de recuperación de un ecosistema degradado” (Plataforma intergubernamental científico-normativa sobre diversidad biológica y servicios de los ecosistemas), conlleva entonces una participación humana intencional, directa o indirecta, que facilita o promueve el proceso natural. Hoy en día, dadas las ambiciones de lograr mejoras a gran escala y que reviertan en la funcionalidad y servicios ecosistémicos de los territorios, se habla mucho de restauración del paisaje, las definiciones existentes suelen hacer mención de la gran escala de las intervenciones, pero también que las mismas conllevan mejoras en el bienestar humano, es decir que se ve a los humanos como parte esencial del paisaje, y a la restauración como un proceso que nos beneficia.

Identificar un sitio, territorio o ecosistema como degradado, puede ser el resultado de diversas percepciones o criterios técnicos. No existen medidas universales estandarizadas para definir lo que es un bosque degradado, menos aún un paisaje degradado. Pero la realización de intervenciones para la restauración parte de la premisa de que un grupo humano definió el sistema intervenido como en estado de degradación.

Las acciones a escala de paisaje, más aún, con enfoque de paisaje, suelen requerir el involucramiento de diversos sectores de la sociedad y diversos grupos que habitan ese paisaje o tienen intereses en el mismo, por lo tanto la restauración del paisaje debe ser entendida como un proceso de acuerdos sociales. Se puede describir la restauración de paisajes forestales como “el proceso planificado por medio del cual se busca recuperar la integridad ecológica y aumentar el bienestar humano en los paisajes deforestados o degradados” (Laestadius et al. 2015: Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible, 2002), pero desde una perspectiva de gobernanza, puede definirse como “un proceso activo que reúne a las personas para identificar, negociar e implementar prácticas que restauren el balance óptimo acordado entre los beneficios ecológicos, sociales y económicos de los bosques y los árboles dentro de patrones más amplios de uso de la tierra” (Global Partnership on Forest and Landscape Restoration - <https://www.forestlandscaperestoration.org/>).

La restauración ecológica en el paisaje cobra un significado particularmente relevante para los actores sociales cuando la misma se dirige a la recuperación de servicios ecosistémicos que son esenciales para nuestro bienestar. Por lo tanto, la planificación de la restauración y la organización de los diversos sectores sociales que deben participar en la misma, debe ser realizada con una perspectiva de mejorar la funcionalidad del territorio para la recuperación de estos servicios, y para alcanzar también metas de adaptación al cambio climático, aspectos que se relacionan directamente con el bienestar y desarrollo humano.

Literatura relacionada al tema

- Aguilera, R; Villalobos, R; Carrera, F; Cifuentes, M; Navarro, G. 2022. Definición de elementos de gobernanza para la restauración y gestión adaptativa del ecosistema de pino en Honduras. Serie Técnica-Informe Técnico no. 452. Economía, Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales. Publicación no. 30. 113 p. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/12175>
- Álvarez, D.; Villalobos, R.; Ruiz, N.; Durán, L. 2019. Propuesta de gobernanza para la restauración de paisajes en las regiones de O´Higgins y del Maule en Chile. Ministerio del Medio Ambiente, CTCN, CATIE. 101 p.
- Bashi, M.S; Imbach, A; Ruiz-Guevara, N; Diaz, A; Carrera, F: 2004. Juventudes en las iniciativas de restauración del paisaje forestal en el Bosque Modelo Pichanaki, Perú. Serie Red Latinoamericana de Bosques Modelo. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 1. 89 p.
- Borda-Niño, M; Hernández-Muciño, D; Ceccon, E. 2017. Planning restoration in human-modified landscapes: New insights linking different scales (en línea). Applied Geography 83(Supplement C):118-129. Consultado 20 oct. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.012>
- Bustos-Linares, E., Villalobos, R., Delgado-Rodríguez, D., Zamora, R., Carrera, F. 2024. Estándar para orientar esfuerzos de restauración a escala de paisajes tropicales: Propuesta basada en el análisis de experiencias en cuatro Bosques Modelo en Latinoamérica (en línea). Turrialba, Costa Rica, CATIE. 58 p. (Serie técnica. Informe técnico / CATIE, no. 462). Disponible en <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/12629>
- Carrera, F.; Villalobos, R.; Durán, L.; Rojas, C. 2019. Lecciones aprendidas de las plataformas de gestión territorial: caso de los bosques modelo de Latinoamérica. Abs. XXV IUFRO World Congress. Brazilian Journal of Forestry Research v. 39 p. 116. e201902043. Special issue, 2019. ISSN 1809-3647
- Castillo, R.; Carrera, F.; Villalobos, R.; Rodas, A.; Imbach, A. 2020. El aporte de las concesiones forestales comunitarias de Guatemala al cumplimiento de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) Serie Técnica. Boletín técnico No. 106. Publicación No. 18. Economía, Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales 49 p. https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/10309/ELaporte_de_las_concesiones_forestales_comunitarias_de_Guatemala_al_cumplimiento_de_los_objetivos_de_desarrollo_sostenible.pdf?sequence=5&isAllowed=y
- Clewell, AF; Aronson, J. 2013. Ecological restoration: principles, values and structure of an emerging profession. Washington D.C., Island Press.
- Crouzeilles, R; Beyer, H; Mills, M; Grelle, C; Possingham, H. 2015. Incorporating habitat availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for Atlantic Forest mammals (en línea). Diversity and Distributions 21(9):1027-1037. Consultado 15 oct. 2017. DOI: 10.1111/ddi.12349

- Ducón, P; Imbach, A; Villalobos, R; Carrera, F. 2024. Elementos relevantes para la elaboración de una estrategia participativa de restauración del paisaje en la comunidad de Floresta, Boyacá, Colombia. Serie Red Latinoamericana de Bosques Modelo. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 3. 60 p.
- Evans, K; Guariguata, M. 2016. Éxito desde la base: el monitoreo participativo y la restauración de bosques (en línea). Bogor, Indonesia, CIFOR. 46 p. (Documentos Ocasionales 167). Consultado 4 oct. 2017. DOI: 10.17528/cifor/006393
- Gonzalez, E.M.; Carrera, F; Villalobos, R; Espinoza, C; Navarro, M. 2021. Impacto de la implementación de la política forestal de la república de Panamá sobre la gobernanza forestal y la gestión actual de los bosques de producción, región Darién, periodo 2009-2018. CATIE, Serie Técnica, Informe Técnico No. 419. Economía, Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales. Publicación no. 25. Turrialba. 54 p. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/9109>
- Guariguata, MR; Brancalion, PHS. 2014. Current challenges and perspectives for governing forest restoration (en línea). *Forests* 5(12):3022-3030. Consultado 15 oct. 2017. DOI: 10.3390/ f5123022
- Hanson, C; Buckingham, K; DeWitt, S; Laestadius, L. 2017. El diagnóstico de restauración, un método para el desarrollo de estrategias de restauración mediante la evaluación rápida de la situación de los factores clave de éxito. WRI, IUCN. 24 p.
- Herrick, J; Schuman, G; Rango, A. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects (en línea). *Journal for Nature Conservation* 14(3):161-171. Consultado 19 ago. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.001>
- Hidalgo, F; Villalobos, R; Imbach, A; Guevara, N. 2022. Identificación participativa de elementos estratégicos para restaurar el paisaje del Bosque Modelo Río Huayabamba-Abiseo, Perú. Serie RESTAURacción, No 2. 84 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051178/go/>
- Holl, KD; Aide, TM. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261(10):1558-1563. Consultado 1º feb. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- López, E; Imbach, A; Villalobos, R; Carrera, F. 2023. Conocimientos de las culturas maya mam y maya K'iche' en la restauración de paisajes forestales. Serie RESTAURacción. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 6. 52 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051180/go/>
- López, E; Imbach, A; Villalobos, R; Carrera, F. 2023. Conocimientos de las culturas maya mam y maya K'iche' en la restauración de paisajes forestales. Serie RESTAURacción. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 5. 62 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051180/go/>
- López, E; Imbach, A; Villalobos, R; Carrera, F. 2023. Prácticas mayas en la restauración del Bosque Modelo Los Altos, Guatemala. Serie RESTAURacción. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 5. 62 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051181/go/>

- Loredo, C; Villalobos, R; Imbach, A; Cuellar, R: 2022. Restauración del paisaje en el área natural de manejo integrado municipal Laguna Marfil con enfoque de ordenamiento territorial, Santa Cruz, Bolivia. Serie RESTAURación. Turialba. Costa Rica. CATIE. No 2. 54 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051177/go/>
- Mansourian, S; Stanturf, J; Derkyi, M; Engel, V. 2017. Forest Landscape Restoration: increasing the positive impacts of forest restoration or simply the area under tree cover? (en línea). *Restoration Ecology* 25(2):178-183. Consultado 20 nov. 2017. DOI: doi 10.1111/rec.12489
- McDonald, T; Gann, G; Jonson, J; Dixon, K. 2016. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts (en línea). *Restoration, SfE* (ed.). Washington, D.C. 51 p. Consultado 21 oct. 2017. Disponible en http://c.ymcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER_International_Standards.pdf
- Medellín, C.; Villalobos, R.; Román, L.D.; Carrera F. 2022. Participación social y gobernanza para el manejo del fuego. Evolución y situación actual en el Pacífico Norte de Costa Rica. Serie Técnica. Informe Técnico no. 447. CATIE. 115 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051176/go/>
- Morales, J.P. de Camino, R.; Villalobos, R.; Carrera, F. 2016. Gobernanza multinivel y multifactorial como impulsor de la restauración: casos de estudio de la Red Iberoamericana de Bosques Modelo. In Ceccon, E.; Pérez, D.R. Eds. Más allá de la ecología de la restauración: perspectivas sociales en América Latina y el Caribe. Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica; Buenos Aires. P. 217-232.
- Moreno, M.; Carrera, F.; Espinoza, C.; Villalobos, R.; Navarro, G. 2021. Dinámica de la reforestación durante el periodo 1992-2017 como resultado de la Ley No. 24 de 1992 Región del Darién, Panamá. Serie Técnica. Informe Técnico No. 418. CATIE. 92 p.
- Murcia, C; Guariguata, M; Montes, E. 2015. Estado del monitoreo de la restauración ecológica en Colombia (en línea). In Aguilar-Garavito, M; Ramírez, W. (eds.). Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Bogotá, Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 18-26. Consultado 26 jul. 2017. Disponible en <http://www.humboldt.org.co/es/estado-de-los-recursos-naturales/item/790-monitoreo-restauracion>
- Ngo-Bieng, M.A.; Souza, M.; Roda, J.M.; Boissière, M.; Héroult, B.; Guizol, P.; Villalobos, R.; Sist, P. 2021. Relevance of secondary tropical forest for landscape restoration. *Forest Ecology and Management* 493(2021):119265
- Perea, L.; Villalobos, R. 2019. Sistematización de experiencias y análisis del proceso de degradación y restauración del paisaje en el Cantón de Puriscal, Costa Rica. Abs. XXV IUFRO World Congress. *Brazilian Journal of Forestry Research* v. 39 p. 633. e201902043. Special issue, 2019. ISSN 1809-3647.
- Rodríguez, J.P.; Villalobos, R.; Imbach, A.; Carrera, F. 2024. Manejo forestal comunitario para la seguridad alimentaria en la Reserva de Biosfera Maya. In CATIE. VIII Scientific Wallace Conference Proceedings

- (en línea). CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza), Costa Rica. 100 p. (Serie divulgativa/ CATIE, no. 24). Disponible en: <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/5175>
- Sabogal, C; Besacier, C; McGuire, D. 2015. Restauración de bosques y paisajes: conceptos, enfoques y desafíos que plantea su ejecución (en línea). *Unasylva* 66(245):3-10. Consultado 25 feb. 2017. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i5212s.pdf>
- Salazar, M; Campos, J; Villalobos, R; Prins, C; Finegan, B. 2003. Evaluación de la restauración del paisaje en el cantón de Hojancha, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* (45):81-90.
- SER (Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group). 2004. The SER international primer on ecological restoration. Disponible en <http://www.ser.org/>
- Sierra, A.M.; Quijano, N.E.; Herrera, C.; Villalobos, R.; Delgado, D. Gutiérrez, M. Documentación de procesos de restauración ecológica asistida: islas de cultivo y plantaciones de melina en Guanacaste, Costa Rica. *CIENCIA ergo-sum*, vol. 29, núm. 2, julio-octubre 2022. E161. <https://cienciaergosum.uaemex.mx/article/view/15312/13712>
- Sierra, A.M.; Villalobos, R.; Delgado, D.; Herrera, C.; Gutiérrez, M. 2019. Evaluation of two tropical wet forest restoration practices through assisted secondary succession in Costa Rica. Abs. XXV IUFRO World Congress. *Brazilian Journal of Forestry Research* v. 39 p. 149. e201902043. Special issue, 2019. ISSN 1809-3647
- Van Andel, J.; Aronson, J. 2012. *Restoration ecology: the new frontier*. Oxford, United Kingdom, Blackwell.
- van Oosten, C. 2013. Restoring Landscapes-Governing Place: A Learning Approach to Forest Landscape Restoration (en línea). *Journal of Sustainable Forestry* 32(7):659-676. Consultado 15 sep. 2017. DOI: 10.1080/10549811.2013.818551
- Villalobos, R. ; Loredó, C. ; Hidalgo, F. ; Bernilla, N.; Rodríguez, N. 2024. Condiciones de gobernanza habilitadoras para la restauración de paisajes rurales. In CATIE. VIII Scientific Wallace Conference Proceedings (en línea). CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza), Costa Rica. 100 p. (Serie divulgativa/ CATIE, no. 24). Disponible en: <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/5175>
- Villalobos, R.; Carrera, F.; Yamauchi, M.; Ruiz-Guevara, N. 2021. Informe de sistematización “logros, lecciones y perspectivas futuras”. Proyecto RESTAURAcción, CATIE, RLABM, Recursos Naturales Canadá. 41 p.
- Villalobos, R.; Ruiz-Guevara, N.; Durán, L. 2019. Una propuesta de gobernanza para la restauración de paisajes en dos regiones de Chile. Abs. XXV IUFRO World Congress. *Brazilian Journal of Forestry Research* v. 39 p. 164. e201902043. Special issue, 2019. ISSN 1809-3647

- Villalobos, R.; Venegas, G.; Brenes, C. 2018. Éléments pour le développement d'une proposition de restauration des écosystèmes dans le Parc National de Macaya. Scénario Post-Ouragan Matthew 2016. Rapport sollicité au Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE. 73 p.
- Villalobos, R; Delgado, D; Chaves, E. 2020. Restauración de Paisajes Forestales. Manual para la formación de formadores. Turrialba, Costa Rica, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ); Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC); Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). 211 p. Disponible en: <https://restauracionforestal.catie.ac.cr/>
- Villalobos, R; Delgado, D; Chaves, E. 2020. Restauración de Paisajes Forestales. Manual para la formación de formadores. Turrialba, Costa Rica, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ); Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC); Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). 211 p. Disponible en: <https://restauracionforestal.catie.ac.cr/>
- Young, T; Petersen, D; Clary, J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms (en línea). *Ecology Letters* 8(6):662-673. Consultado 20 ago. 2017. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00764.x
- Zamora-Cristales, R; González, M; Rachmaninoff, V; Franco, M; Vergara, Walter; De Camino, R; Miljanic, A; Sánchez, M; Hilton, L; Cabrera Gaillard, C; Carazo, F. 2022. Rehabilitando paisajes: El rol de los incentivos económicos públicos en los esfuerzos para escalar la restauración en seis países de América Latina. Washington, D.C., World Resource Institute. Disponible en <https://www.wri.org/research/healing-wounded-land-public-economic-incentives-scaling-restoration-latin-america>



Tema 3

Manejo forestal comunitario: El proceso de concesiones forestales en la Reserva Biósfera Maya, Guatemala

Fernando Carrera
(fcarrera@catie.ac.cr)

Manejo forestal comunitario: El proceso de concesiones forestales en la Reserva Biósfera Maya, Guatemala

Introducción

El documento Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 (FAO 2021) señala que un 31% de la superficie terrestre del planeta está cubierta por bosques y que de estos un 45% corresponden a bosques tropicales. Estos bosques son los que tienen los mayores índices de deforestación, agravado por incrementos en la temperatura y disminución del régimen hídrico debido al cambio climático, dando como resultado un incremento en el número y magnitud de incendios forestales.

Por otro lado, América Latina es la región donde la mayor propiedad y administración de los bosques está en manos de las comunidades (Alcorn *et al.* 2014, Gilmour 2016, Sabogal 2019). Se estima que en América Latina las comunidades tienen legalmente 216 millones de hectáreas de bosque, o sea un tercio de la superficie forestal (Hagen 2014, cit. por Gilmour 2016). A pesar de la gran extensión territorial son escasos los bosques comunitarios sometidos a un régimen de manejo forestal.

La premisa de que el manejo forestal es una estrategia para reducir la deforestación quedó evidenciada en el proceso de concesiones forestales en Reserva de la Biosfera Maya (RBM) en Guatemala que se aborda en el presente documento.

Antecedentes

Proceso de ocupación de Petén

La historia de ocupación de Petén inicia con la Cultura Maya entre los años 200 y 900 DC e implicó la conversión del bosque para establecimiento de agricultura y ciudades. Desde el colapso de la civilización Maya hasta la conquista del Itzá en 1697, Petén quedó prácticamente deshabitado, permitiendo la regeneración del bosque natural (Schwartz 2000, Imbach y Gálvez 1999). Desde esta fecha hasta la década de los 60, el Petén fue un territorio escasamente poblado, olvidado por los principales centros sociales, políticos y comerciales del país. Durante mucho tiempo se consideró la región de Petén como únicamente apropiada para la ganadería extensiva, productos forestales maderables y no maderables, especialmente la resina de chicozapote (*Manilkara zapota*), y la extracción de Caoba (*Swietenia macrophylla*) mismas que se convirtieron en la base económica local (Schwartz 2000).

A principios de 1960, el Estado inicia acciones para administrar el uso de los recursos naturales y promover la colonización del territorio. Durante este período se intensifica el establecimiento de fincas ganaderas convirtiendo grandes superficies de bosque en pastizales. También cobran auge la extracción de otros productos del bosque, tal como palmas (*Chamaedorea* spp) y frutos de pimienta (*Pimenta dioica*). El gobierno limitó la colonización al sur del Paralelo 17°10', dejando como reserva forestal el norte del Petén. Esta reserva fue sometida a una fuerte actividad maderera por parte de industrias forestales que se dedicaron exclusivamente a la extracción de especies preciosas bajo contratos de explotación en grandes áreas por periodos cortos (3 a 5 años). En forma paralela se otorgaban licencias para la extracción de látex de chicozapote (*Manilkara zapota*) para la elaboración de goma de mascar, palmas de xate (*Chamaedorea* spp.) y frutos de pimienta (*Pimenta dioica*). En los años 80, el problema agrario se intensifica en el país, dando lugar a migraciones masivas de campesinos sin tierra hacia el Petén.

Creación de la Reserva Biósfera Maya (RBM)

En 1989 se promulga la Ley de Áreas Protegidas y con ella se constituye el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP). Poco después, en 1990 el Congreso de la República aprueba la creación de la Reserva de la Biosfera Maya (RBM), delegando su administración a CONAP. Cabe señalar que esta declaración dejó dentro de la RBM a varias comunidades campesinas con sistemas de producción tradicionales basados en la agricultura y la extracción de productos del bosque. La ruptura del esquema de acceso libre a los recursos originada por la aplicación de la Ley de Áreas Protegidas generó una serie de conflictos sociales y un rechazo de la población campesina petenera hacia CONAP (Carrera et al. 2000).

Esta etapa de inicio de la RBM fue difícil, ya que antiguas licencias de extracción maderera en la reserva expiraron y CONAP no continuó con esta práctica. Esta situación motivó la aparición de los llamados “motosierristas” quienes talaban y aserraban en forma clandestina. Este descontrol derivó en una amenaza aún mayor, el avance de la frontera agrícola, producto de la inmigración masiva hacia la región de Petén motivada por un desbalance en la distribución de la tierra en el país.

Entre 1990 y 1996 imperaba el caos en la RBM al no existir lineamientos claros para manejarla a pesar de que el Plan Maestro de la RBM aprobado en 1992 establece la intangibilidad de las Zonas Núcleo (Parques Nacionales y Biotopos) y la posibilidad de aprovechar los recursos naturales renovables en la Zona de Uso Múltiple (ZUM) bajo la figura legal de concesión forestal. Otro aspecto relevante fue la firma de los Acuerdos de Paz en 1996 que puso fin a 36 años de guerra interna en Guatemala que sin duda constituía una amenaza a los bosques del Petén por las invasiones.

Estrategia de manejo para la Zona de Uso Múltiple (ZUM)

La estrategia adoptada por CONAP en la ZUM fue “compartir y delegar su administración a través de la adjudicación de Unidades de Manejo de tal forma que los concesionarios reciban derechos de usufructo a largo plazo, con beneficios y responsabilidades ordenados en un contrato”. La idea de otorgar concesiones es convertir a los residentes comunitarios de la RBM en aliados de CONAP en la conservación de las áreas protegidas, permitiéndoles el aprovechamiento exclusivo de los recursos amparados en la concesión, siempre que estos estén bajo un esquema de manejo sostenible.

Entre sus responsabilidades los concesionarios deben velar por la integridad de la Unidad de Manejo concesionada. Esto implica el control y vigilancia para evitar invasiones que se traducen en pérdida de cobertura boscosa, prevenir y controlar incendios, evitar la tala ilegal de madera y la depredación de recursos arqueológicos, entre otros actos ilícitos.

Otorgamiento de las concesiones

Desde la creación de la RBM en 1990 hasta 1994 solo se había otorgado una concesión (San Miguel La Palotada), por lo que CONAP solicitó apoyo técnico al CATIE para el desarrollo del proceso dando origen al Proyecto USAID/CATIE/CONAP que operó de 1995 al 2001. El objetivo de proyecto fue brindar asesoría al CONAP para viabilizar el proceso de concesiones forestales en la ZUM de la RBM, pues existían muchas dudas de su funcionalidad.

Una de las dudas en esa época giraba en torno de quienes deberían ser los adjudicatarios de estas concesiones, ¿las comunidades o los empresarios madereros? Existía por aquellos años mucho escepticismo por parte de CONAP e industriales madereros de la capacidad de las comunidades para manejar bosque bajo la figura de concesión forestal. Por otro lado, las comunidades argumentaban que los industriales madereros tuvieron durante varios años el derecho de explotación forestal, bajo la administración de la Empresa Fomento y Desarrollo Económico del Petén (FYDEP), y que esta acción

no contribuyó a mejorar los medios de vida de la población local. Un punto a favor de las concesiones comunitarias fue el antecedente de México de abolir las concesiones en lo ejidos que favorecían a las industrias forestales y dejar el manejo forestal en manos de los ejidatarios.

Un análisis de la situación llegó a la conclusión de la conveniencia de tener dos tipos de concesiones: Industriales y Comunitarias. Las Concesiones Industriales deberían ser otorgadas a empresas forestales con experiencia en el territorio con derecho solo al manejo de recursos maderables en territorios donde no existieran comunidades asentadas a fin de evitar potenciales conflictos. Por otro lado, las concesiones comunitarias se deberían otorgar a grupos comunitarios organizados alrededor de la comunidad dándoles el derecho del aprovechamiento de recursos maderables y no maderables del bosque. En este contexto, aparecieron grupos comunitarios no residentes en la ZUM que se organizaron y solicitaron acceso al manejo de los recursos forestales maderables y no maderables argumentando derechos tradicionales de uso.

Desarrollo de bases técnicas y legales

Para el desarrollo del proceso hubo la necesidad de desarrollar las bases técnicas y legales para la adjudicación, manejo y monitoreo de las concesiones. No bastaba con adjudicar las concesiones, sino que estas deberían tener reglas del juego claras para garantizar el éxito del manejo. Se tuvieron que elaborar diversos documentos técnicos y lineamientos legales, así como capacitar personal en la elaboración realización de planes de manejo, inventarios forestales, aprovechamiento de impacto reducido, parcelas permanentes de medición, mercadeo y comercialización de productos del bosque, entre otros.

En los aspectos legales CONAP elaboró las “Normas para el otorgamiento de concesiones de aprovechamiento y manejo de recursos naturales renovables en la Zona de Uso Múltiple de la Reserva Biósfera Maya”. Nótese que la normativa habla de concesiones de aprovechamiento y manejo de recursos naturales renovables lo que en forma simplificada llamamos concesiones forestales.

Las bases de licitación en caso de las concesiones industriales privilegiaron la experiencia de las empresas en el territorio, la capacidad industrial instalada, la responsabilidad social corporativa y en menor escala la oferta económica. En el caso de las concesiones comunitarias se privilegiaron la cercanía a la Unidad de Manejo. El proceso de licitación tuvo como principal asidero legal la Ley de Contrataciones del Estado.

Entre los aspectos más destacables de la normativa y contratos de concesión están los siguientes elementos:

- **Obligatoriedad de la certificación forestal del FSC.** Con el fin de garantizar el buen manejo de los recursos concesionados el CONAP exigió la obtención de la Certificación Forestal a más tardar el tercer año de otorgada la Unidad de Manejo y mantenerla vigente durante todo el periodo del contrato. Sin duda el contar con la certificación forestal ha contribuido a mejorar el manejo no solo por las condiciones y recomendaciones durante las evaluaciones sino mediante las acciones correctivas propuestas durante las auditorías anuales.
- **Acompañamiento de una ONG al inicio del proceso.** Si bien los concesionarios después de dos décadas de manejo forestal certificado tienen una amplia experiencia en las diferentes etapas del manejo, esto fue un proceso gradual. Al inicio poco se conocía de cómo hacer un manejo del bosque y las comunidades no estaban organizadas para llevar a cabo un proceso de tal magnitud. Es por eso de la exigencia de una ONG que brinde asistencia técnica y acompañen el proceso inicial de adjudicación y manejo. Poco a poco este rol ha sido asumido por ACOFOP y los regentes forestales que son pagados por los mismos concesionarios.
- **Duración de los contratos y prorrogas.** Los contratos de concesión son por 25 años. En los mismos se establece que al menos dos años antes de terminado el contrato el concesionario solicitará una prórroga de este. Así mismo, señala que el Secretario Ejecutivo o el Jefe Región VIII con sus técnicos y el concesionario, revisarán el resultado del primer periodo de concesión para evaluar su cumplimiento de acuerdo a las diferentes normativas y

disposiciones contenidas en el contrato, Plan de Manejo, Planes Operativos Anuales, así como el Estudio de Impacto Ambiental. Estos contratos han sido prorrogados por 25 años más dado el buen desempeño de las concesiones.

- **Cumplimiento a los Acuerdos de Paz.** En 1996 Guatemala firmó los Acuerdos de Paz que puso fin a 36 años de guerra interna. Como parte de estos acuerdos se estableció que ...“*Para 1999 haber otorgado a pequeños y medianos campesinos legalmente organizados 100,000 ha en concesiones...*”. Se otorgaron alrededor de 400 mil hectáreas en concesiones comunitarias, sobrepasando la meta fijada. La firma de los Acuerdo de Paz fue un catalizador que impulso la adjudicación de concesiones comunitarias.
- **Manejo diversificado de los recursos del bosque.** Contrariamente a lo que se piensa las concesiones comunitarias en el Petén son más que concesiones maderas pues se exige el manejo de productos maderables, no maderables a diferencia de las concesiones industriales que solo se contempla el aprovechamiento de productos maderables.

Organización comunitaria

Una de las claves para el éxito del proceso de concesiones forestales comunitarias en la RBM ha sido el grado de organización comunitaria y el liderazgo.

En 1995 surgió un movimiento de base comunitaria que dio como resultado la creación de la Asociación de Comunidades Forestales del Petén (ACOFOP) fundada para resolver conflictos forestales durante las negociaciones para aumentar los derechos de las comunidades. ACOFOP es uno de los actores más relevantes en el proceso concesionario en Guatemala.

El rol de ACOFOP está dado básicamente por el acompañamiento al modelo de gestión de manejo de recursos naturales a las comunidades, garantizar la conectividad entre las organizaciones comunitarias y la representación social e incidencia política.

Actualmente la conforman 24 organizaciones campesinas e indígenas y se ha mantenido activas y beligerantes durante todo el proceso desde sus inicios.

La organización de las comunidades fue escalando de Comités Pro-Concesión en figuras jurídicas de mayor envergadura como es el caso de Asociación de Productores, Sociedad Civil o Cooperativas. La conformación de Empresas Forestales Comunitarias (EFC) fue fundamental para el desarrollo del proceso. Se pasó de la venta de madera en pie o aserrada con motosierra a un nivel de industrialización mayor pues casi todas las concesiones cuentan con sus propios aserraderos y exportan madera certificada por FSC. El desempeño socioeconómico superó las expectativas inicialmente planteadas, misma que se encuentra documentada en el informe del análisis de desempeño socioeconómico de las empresas forestales comunitarias en la RBM (Stoian et al. 1918).

En el año 2003 fue fundada la Empresa Comunitaria de Servicios del Bosque (FORESCOM) como resultado del esfuerzo conjunto de once concesiones forestales comunitarias. El objetivo de FORESCOM es el promover y buscar oportunidades de mercado agregando valor a los productos maderables y no maderables provenientes de las concesiones forestales. FORESCOM cuenta con la certificación grupal y ofrece productos de madera certificada, así como servicios técnicos y de comercialización a las organizaciones comunitarias locales socias.

Las concesiones forestales comunitarias no son exclusivamente concesiones madereras sino como lo estipula la normativa, son concesiones de aprovechamiento y manejo de recursos naturales renovables. En ese sentido, ha habido avances significativos en el manejo y procesamiento de recursos no maderables como es el caso de las hojas xate (*Chamaedorea* spp.) y la nuez del ramón (*Brosimum alicastrum*), así como el desarrollo de las actividades de ecoturismo. Estas actividades son una fuente potencial de empleo principalmente para la población femenina.

Situación de las concesiones

En la actualidad se tienen 14 concesiones, 12 comunitarias y 2 industriales. Otras tres nuevas Unidades de Manejo comunitarias están en proceso de adjudicación. Las concesiones han sido renovadas por 25 años más, como resultado al buen desempeño realizado.

En la Figura 3.1 se presenta la ubicación de las diferentes Unidades de Manejo.

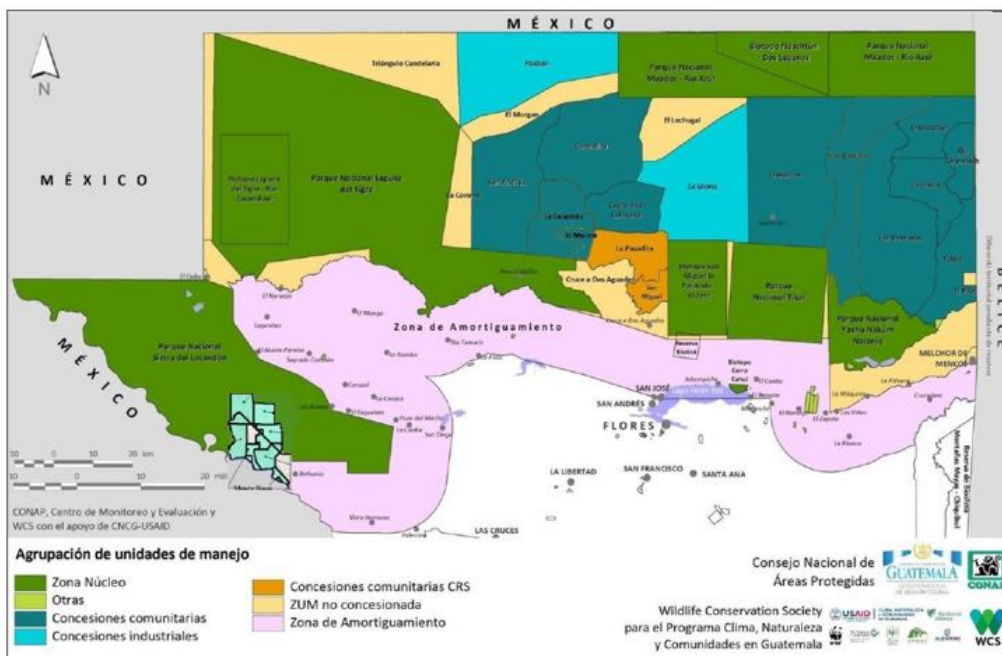


Figura 3.1. Ubicación de las concesiones en la Reserva Biosfera Maya, Guatemala
Fuente: Centro de Monitoreo y Evaluación de CONAP

Logros y lecciones aprendidas

A continuación, se presentan algunos de los principales logros y lecciones aprendidas del proceso comunitario en Guatemala.

Logros

- **Conservación del bosque.** Existe evidencia científica que las áreas concesionadas el bosque se encuentra en buen estado de conservación (Grogan et al. 2016).
- **Control de la extracción ilegal.** No existe extracción ilegal en las áreas concesionadas. Los concesionarios se han convertido en guardianes del patrimonio natural y cultural de las áreas otorgadas.
- **Freno a la inmigración y avance de la frontera agrícola.** Las concesiones han logrado frenar con éxito las invasiones, deforestación en las áreas bajo su responsabilidad. La deforestación en las concesiones activas es menor que en la zona núcleo y el área de amortiguamiento de la reserva.
- **Control de incendios forestales.** La ocurrencia de incendios forestales es casi cero en comparación con las áreas aledañas ya que los concesionarios invierten parte de sus ingresos en campañas de prevención y control de incendios. Los concesionarios son conscientes que si se quema el bosque ellos serán los principales perjudicados ya que dependen el bosque para su sustento (ACOFOP PRISMA, 2017).
- **Mayores fuentes de empleo.** Se estima la generación de al menos 2 mil empleos directos anuales. Las actividades de manejo de productos forestales no maderables y turismo son las que más empleo genera a mujeres (Rodas et al. 2017, Stoian et al. 2018).
- **Aumento de los ingresos económicos comunitarios.** Los ingresos económicos de la población han aumentado como consecuencia de la diversificación productiva estimándose ingresos brutos de poco más de cinco millones de dólares anuales para el total de comunidades (Castillo 2020).

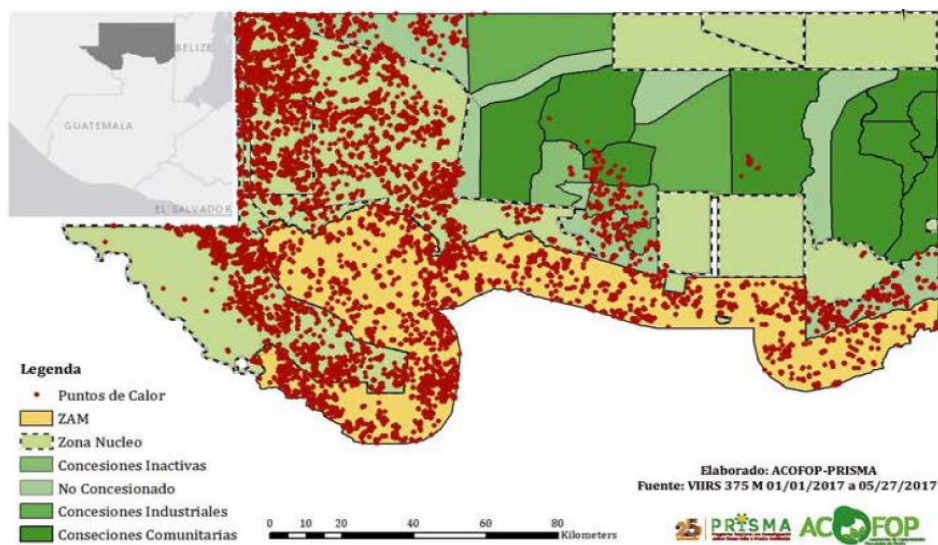


Figura 3.2. Incendios forestales en la RBM 2017, Petén, Guatemala
Fuente: ACOFOP-PRISMA 2017

- **Formación de empresas forestales comunitarias (EFC).** La mayor parte de las concesiones tienen sus propios aserraderos y han escalado en la cadena de producción y de valor de los productos forestales.
- **Inversión social.** Los beneficios económicos de la mayoría de las concesiones comunitarias se enfocan en proyectos sociales que favorecen la educación, salud, vivienda e infraestructura local.
- **Aumento de las capacidades técnicas y administrativas.** Los concesionarios cuentan con un mayor conocimiento en la aplicación de técnicas sostenibles de manejo forestal, tanto de productos maderables como no maderables. Asimismo, ha aumentado la capacidad en los aspectos administrativos, financieros y contables, para que evolucionen a empresas comunitarias autogestionarias.

- **Cambio de mentalidad del individualismo a la organización comunitaria.** Los miembros de las comunidades han fortalecido su capacidad de organización conformando Cooperativas, Asociaciones de Productores o Sociedades Civiles.
- **Actitud positiva respecto al bosque.** Los beneficios tangibles que están percibiendo las comunidades ha promovido un cambio de actitud y percepción como un proveedor de bienes y servicios que hay que conservar.
- **Reconocimiento internacional a través de la Certificación Forestal (FSC).** Todas las concesiones en la ZUM de la RBM están certificadas con los estrictos estándares del Forest Stewardship Council (FSC) que dan fe del buen manejo realizado.
- **Cumplimiento con metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).** Un estudio desarrollado por Castillo (2020) revela que el proceso concesionario tiene aportes en los 17 ODS.

Lecciones aprendidas

Entre las principales lecciones aprendidas del proceso concesionario de manejo forestal comunitario en Guatemala se tienen:

- **Involucrar a la población local en el manejo de los recursos naturales en la RBM, con derechos y responsabilidades claros y seguros y suficiente apoyo, ha demostrado ser una forma efectiva para conservar los bosques y su biodiversidad.**
- **La población local respaldará y apoyará la gestión de manejo en la medida que reciban beneficios tangibles de su involucramiento.**
- **Los aspectos clave del éxito de las concesiones han estado dado por la existencia de:**
 - **Recurso forestal con presencia de especies de alto valor comercial.** Las concesiones son áreas relativamente grandes donde se practica un aprovechamiento de impacto reducido y de baja intensidad para permitir un manejo forestal sostenible.

- **Respaldo político.** El apoyo del gobierno al inicio fue fundamental para el éxito del proceso.
- **Apoyo financiero.** Necesario para financiar el respaldo técnico de las ONGs acompañantes y las acciones iniciales e manejo.
- **Conocimiento de los aspectos tecnológicos.** Contar con herramientas técnicas y personal capacitado para una correcta planificación y ejecución de las actividades de manejo es fundamental para un proceso exitoso.
- **El proceso debe arrancar por los grupos que estén convencidos a manera de sitios demostrativos, los demás se integrarán de forma gradual en la medida que vean resultados exitosos.**
- **El papel de las ONGs en su rol asesor y de acompañamiento a las comunidades fue crucial al inicio del proceso.** Las comunidades fueron prescindiendo de este apoyo en la medida que se fortalecieron para realizar el manejo en forma independiente.
- **La certificación forestal ha contribuido a mejorar la gestión del manejo.** Ha mejorado la rendición de cuentas, complementado al CONAP en sus actividades de monitoreo, y brindó a las comunidades la oportunidad de un aprendizaje y mejora continua, a través de las acciones correctivas sugeridas durante las auditorías anuales.
- Se debe procurar diversificar la producción hacia el manejo de recursos maderables, no maderables, turismo, agricultura, entre otros, respetando el plan de ordenamiento territorial
- **Alianzas estratégicas Comunidad-Industria han dado buenos resultados.** Al inicio del proceso las comunidades no contaban con el equipo de aprovechamiento ni de transformación de la madera por lo que alianzas con la industria permitió tener acceso a estas tecnologías y aprender en el proceso.
- El contar con una organización de segundo nivel que agrupe y defienda los intereses de los grupos comunitarios ha sido de gran ayuda para el proceso. En el caso de las concesiones se cuenta con la Asociación de Comunidades Forestales del Petén (ACOFOP) quien es el interlocutor de las comunidades con el CONAP. Su postura conciliadora entre grupos comunitarios y a la vez beligerante ante cualquier amenaza externa ha sido crucial para el éxito del proceso.

- El manejo forestal implementado en la RBM ha sido la forma más efectiva para reducir emisiones por deforestación y degradación
- Es fundamental contar con una herramienta efectiva de monitoreo y evaluación que contemple diferentes aspectos: Manejo forestal, Gestión territorial, Administrativo/Financiero, Responsabilidad Social y Normatividad institucional

Reflexión sobre el proceso

- Las concesiones forestales en Guatemala han demostrado que un manejo forestal bien ejecutado constituye una excelente alternativa de desarrollo para la comunidad y conservación de los recursos forestales.
- Las concesiones forestales comunitarias en Guatemala han superado las expectativas por las cuales fueron creadas y están contribuyendo con algunas metas en los 17 los ODS.
- El desarrollo del proceso no fue sencillo pues requirió mucho tiempo, grandes inversiones, alianzas con múltiples actores y un amplio compromiso de los actores locales.
- Los beneficios que reciben las comunidades se multiplicarán en la medida que se diversifique la producción y se le de valor agregado, generando mayores recursos económico y fuentes de empleo.
- Una buena gobernanza social y empresas forestales comunitarias bien administradas, con continuidad de sus líderes, son clave para el éxito el proceso.
- Son varias las instituciones internacionales, nacionales, ONG y grupos comunitarios organizados que han contribuido al éxito del proceso. Los resultados son producto de un esfuerzo conjunto con aportes individuales.

Bibliografía

- ACOFOP PRISMA. 2017. Evaluando la efectividad del control y prevención de incendios forestales en la Reserva de la Biósfera Maya. ACOFOP PRISMA Junio 2017. Guatemala. 23 p.
- Alcorn J.B. 2014. Lessons Learned from Community Forestry in Latin America and Their Relevance for REDD+. USAID-supported Forest Carbon, Markets and Communities (FCMC) Program. Washington, DC, USA.
- Carrera, F, Morales, J; Gálvez, J. 2000. Concesiones forestales comunitarias en la Reserva de la Biosfera Maya en Petén, Guatemala. Ponencia Magistral presentada al Simposio Internacional de la IUFRO Manejo Integrado de Bosques Húmedos Neotropicales por Industrias y Comunidades. Belém, Pará, Brasil, 4-7 de diciembre 2000. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/268295025_Concesiones_forestales_comunitarias_en_la_Reserva_de_la_Biosfera_Maya_en_Peten_Guatemala
- Castillo, R. 2020. El aporte de la Forestería Comunitaria a los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS): Caso de las concesiones forestales comunitarias en la Reserva Biósfera Maya, Petén, Guatemala. Tesis de Maestría CATIE. Costa Rica. 70 p.
- FAO. 2021. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Principales resultados. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- Gilmour D. 2016. Cuarenta años de forestería comunitaria. Un estudio sobre su alcance y eficacia. Estudio FAO: Montes 176. Roma. 188 p.
- Grogan, J; Free C; Pinelo, G; Johnson, A, Alegria, R. 2016. Estado de conservación de las poblaciones de cinco especies maderables en concesiones forestales de la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala. CATIE. Proyecto Finnfor. Bosques y Manejo Forestal en América central. Turrialba, Costa Rica. 104 p. Disponible en: http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/8286/Estado_de_la_conservacion_de_las_poblaciones.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Hagen, R. 2014. Lessons learned from community forestry and their relevance for REDD+. Washington, DC, Forest Carbon, Markets and Communities Program.
- Imbach, A; Gálvez, J. 1999. Análisis y perspectivas del manejo forestal en concesiones comunitarias Petén, Guatemala. MAGA, PAFC, CATIE, CONAP. Guatemala. 37 p.
- Sabogal, C. 2019. Síntesis del estado actual de la forestería de base comunitaria en América Latina y Caribe. Documento de trabajo de la reunión de expertos organizado por FAO en el marco de la COFLAC. Generando las condiciones para que el manejo forestal comunitario sea más efectivo en América Latina y el Caribe: Las claves para la práctica. Montevideo, Uruguay 30 y31 de agosto de 2019. 22 p.

- Schwartz N. 2000. El avance de la frontera organizacional: notas para un nueva historia social (1960-1998). In Encuentro internacional de investigadores: nuevas perspectivas de desarrollo sostenible en Petén. Guatemala. FLACSO/CONAP. p 27.
- Stoian, D; Rodas, A; Butler, M; Monterroso, I; Hodgdon, B. 2018. Las concesiones forestales en Petén, Guatemala. Un análisis sistemático del desempeño socioeconómico de las empresas comunitarias en la Reserva de la Biósfera Maya.
- Rodas, A; Stoian, D.; Zac, W; Alegría, R. 2017. Determinación de los beneficios socioeconómicos del aprovechamiento forestal percibidos por comunidades con concesiones comunitarias en Petén, Guatemala. Bioversity International, ACOFOP, Rainforest Alliance. 87 p.



Tema 4

Biodiversidad y la importancia de conservarla

Luis Diego Delgado
(ddelgado@catie.ac.cr)

Biodiversidad y la importancia de conservarla

Biodiversidad, sostenibilidad de ecosistemas y bienestar humano

Un aspecto esencial en la gestión de la biodiversidad es comprender cuál es su estado dentro de los ecosistemas y cuáles son las consecuencias probables de los cambios provocados por la actividad humana (Thompson et al. 2012, Lewis 2009).

Hasta hace poco tiempo la biodiversidad era concebida como un simple agrupamiento de especies ignorándose todos sus otros componentes y el papel que las especies tienen en el ecosistema. No se visualizaba, por ejemplo, la relación entre esta y los procesos que mantienen y que dan integridad a los ecosistemas. Durante los últimos años, sin embargo, una gran cantidad de investigaciones han examinado la evidencia de si la continua pérdida de biodiversidad está afectando el funcionamiento de los ecosistemas bajo lo que es conocido ahora como la hipótesis de “la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (BFE)” (Thompson et al. 2012).

MA (2005) presenta una definición general de biodiversidad considerándola como la variabilidad entre organismos vivos, incluyendo terrestres, marinos, y los complejos ecológicos de quienes ellos son parte. Esto incluye diversidad dentro y entre especies y diversidad de ecosistemas. Díaz et al. (2009) amplían y detallan más el concepto y la consideran como el número, abundancia, composición, distribución espacial, e interacciones de genotipos, poblaciones, especies, tipos funcionales y rasgos, y unidades de paisajes dentro de un sistema dado.

La biodiversidad es una propiedad intrínseca de los ecosistemas, que es definido como un complejo dinámico de comunidades de plantas, animales, microorganismos y el ambiente no vivo, que interactúan como una unidad funcional. La variabilidad entre ecosistemas es un elemento también de la biodiversidad (MEA 2005).

El término funcionamiento de ecosistemas –o función- es amplio y abarca una variedad de propiedades y procesos ecológicos que permiten que un sistema se mantenga en el tiempo y brinde servicios ecosistémicos a las poblaciones humanas (Hooper et al. 2005). Las propiedades de los ecosistemas refieren al tamaño, composición y diversidad de los compartimentos (por ejemplo los reservorios de materiales como carbono y materia orgánica, la densidad de individuos, las especies dominantes, el número de especies, entre otros), y las tasas de los procesos (por ejemplo, los flujos de materiales y energía entre compartimentos como las tasas de crecimiento de árboles, la dispersión de semillas y los tipos de polinización) (Hooper et al. 2005, Balvanera et al. 2006). En la actualidad las funciones de los ecosistemas son una meta de conservación superior prioritaria porque la supervivencia humana depende de los servicios que los ecosistemas prestan (Chapin et al 2000; MEA 2005).

Dentro del marco teórico que establece cómo la biodiversidad promueve el funcionamiento de los ecosistemas se mencionan tres mecanismos principales (Thompson et al. 2012, Walker 1992).

El primero es conocido como la hipótesis de la complementariedad de nichos, en el cuál diferentes especies usan diferentes recursos -o los mismos- de diferentes formas, resultando en una reducción de la competencia. Este efecto positivo de la biodiversidad, a nivel de comunidad, se fortalece cuando existen gradientes ambientales y de disponibilidad de recursos (Tylianakis et al. 2008) y cuando se da sobre escalas temporales y espaciales grandes debido a la partición de recursos en el espacio y tiempo (Cardinale et al. 2004). La complementariedad depende del diferente desempeño que tienen las especies hacia los recursos, de cómo los extraen, los aprovechan, y pueden, a partir de ellos, desarrollar funciones distintas (Díaz y Cabido 2001, McGill et al. 2006). A medida que las especies se añaden a un sistema, se asume que ciertos procesos,

como la productividad, aumentarán hasta que los nichos vacantes estén ocupados. La coexistencia de las especies entonces se asegura a través de la diferenciación interespecífica como una respuesta directa a la competencia por los recursos. Si las especies son capaces de evitar la competencia por ocupar diferentes nichos, la producción en el sistema, como consecuencia, aumentará (Thompson et al. 2009).

El segundo mecanismo es la facilitación, por medio del cual las especies proveen de recursos o alteran el ambiente, permitiendo a otras desempeñarse de una mejor forma (Bradley et al 2002). Se presume que una o más especies pueden aumentar la capacidad de otras para crecer, sobrevivir y reproducirse, siendo ejemplos típicos de esto el caso de los hongos micorrizas en raíces de árboles y las leguminosas en pastizales (Thompson et al. 2009).

Finalmente, la biodiversidad tiene un papel crucial en proporcionar redundancia funcional, es decir que especies distintas pueden estar aportando a una misma función del ecosistema, con consecuencias directas en la magnitud de la función ejecutada y el mantenimiento de esta ante perturbaciones. Por ejemplo, en un ecosistema diferentes especies comúnmente contribuyen a la fijación de nitrógeno, aumentando de esta forma las cantidades del elemento incorporadas al sistema, y cada especie puede responder de manera diferente a perturbaciones, como el caso de eventos climáticos, asegurando así que a pesar que algunas especies se pueden perder, el proceso de fijación de nitrógeno en el ecosistema se mantendrá. La redundancia funcional entre especies o genotipos puede amortiguar los impactos de los cambios ambientales y ayudar así a mantener el funcionamiento del ecosistema ante la perturbación (Elmqvist et al. 2003). Esta redundancia también significa que algunas especies pueden perderse con efectos limitados sobre el funcionamiento (Walker 1992).

La diversidad funcional

No todos los aspectos de la biodiversidad son igualmente importantes para diferentes procesos y SE en diferentes situaciones, y en cuanto a esto existe un consenso en reconocer la importancia que tiene la diversidad funcional sobre la taxonómica (Díaz y Cabido 2001; Petchey y Gaston 2002b, Díaz et al. 2011). El enfoque tradicional de medición de la biodiversidad –el taxonómico- y que se basa en la identidad de las especies, ha permitido caracterizar patrones de distribución espacial y temporal de las especies (Magurran 1988), comparar el estado de las comunidades a diferentes escalas y respaldar prioridades de conservación, entre otras. Sin embargo, este enfoque no considera la diferenciación morfológica, fisiológica y de comportamiento que da lugar a las estrategias de vida de los organismos y sus funciones (Hooper et ál. 2005) por lo que presenta fuertes limitaciones para explicar procesos ecológicos (Cornelissen et ál. 2003).

Actualmente se reconoce que una especie es una colección de individuos con rasgos que determinan cuándo y dónde puede existir y cómo interactúa con individuos de otras especies (McGill et al. 2006). Esta visión de las especies como un ensamblaje de rasgos ha transformado la forma cómo los científicos miden actualmente la diversidad y valoran su contribución al funcionamiento de los ecosistemas.

El enfoque de diversidad de rasgos funcionales (DRF) establece las consecuencias funcionales precisas de rasgos particulares de especies. Permite explicar y predecir la función y respuesta de organismos en los ecosistemas y determinar su contribución a los procesos y SE. El poder de la DRF es que, a diferencia de las medidas tradicionales de riqueza o de diversidad de especies, esta presupone una relación mecánica entre la diversidad y los fenómenos ecológicos (Díaz et ál. 2011, Petchey y Gaston 2002b). Esta relación intuitiva es atractiva, y la DRF está apareciendo con más frecuencia en la literatura científica. Díaz et ál. (2011) definen la DRF como el valor, el rango, la distribución y la abundancia relativa de rasgos funcionales de organismos que componen un ecosistema. Dependiendo del proceso y el servicio asociado, Díaz et ál (2011) mencionan que los componentes claves de la DRF pueden ser ya sea los valores de rasgos de las

especies dominantes, la variedad o diversidad de valores de rasgos encontrados en la comunidad (variedad funcional), o los valores de los rasgos de especies individuales.

Los rasgos funcionales son cualquier característica morfológica, fisiológica, bioquímica, estructural, de comportamiento o fenológica, medible a nivel individual para todo organismo (Violle et ál. 2007, Díaz et al. 2011, Cadotte et ál. 2011), que influyen fuertemente en la función de los ecosistemas y están relacionados estrechamente a procesos ecosistémicos y a la respuesta a impactos humanos (Díaz y Cabido 1997). Son indicativos de las características funcionales de las especies, de su desempeño y rendimiento, de sus tolerancias ambientales, requerimientos de hábitat y respuestas a perturbaciones; aspectos muy difíciles de evaluar de forma directa, sobre todo cuando se trata de un gran número de especies (Mason et ál. 2003). Por esta razón una mayoría de los trabajos en diversidad funcional han medido la función indirectamente con el uso de rasgos simples. Para su medición se utilizan protocolos estándares como los de Chave (2005), Williamson y Wiemann (2010) y Pérez-Harguindeguy et al. (2013).

En el caso de plantas, por ejemplo, rasgos como el área foliar específica (AFE, área foliar por unidad de masa foliar, $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$) y la altura potencial máxima (H_{max} , m) se relacionan con la estrategia de recolección de luz (Garnier et ál. 2001, Chapin et ál. 1996). H_{max} también se correlaciona positivamente con la distancia de dispersión de semillas (Thompson et al. 2011). El AFE, junto al contenido foliar de materia seca (CFMS, masa foliar seca por unidad de masa foliar fresca, mg g^{-1}), la densidad de madera (DM, masa de madera seca por unidad de volumen de madera, g cm^{-3}) y el rasgo foliar conocido como “fuerza para romper” (F_t , N mm^{-1} ; anteriormente llamado fuerza foliar tensil, Pérez-Harguindeguy et al. 2013), reflejan un balance en el funcionamiento de la planta entre una rápida producción de biomasa y una eficiente conservación de nutrientes, y se correlacionan con el contenido de carbono y con numerosas propiedades morfológicas, mecánicas, fisiológicas y ecológicas (Chave et ál. 2006).

Rasgos como AFE, CFMS, fuerza para romper, DM, longevidad de la hoja (L , unidad de tiempo), concentración de nitrógeno foliar (N , masa de nitrógeno foliar por unidad de

masa foliar seca, mg g^{-1}), concentración de fósforo foliar (P, mg g^{-1}), razón N:P (N:P, sin unidades), H_{max} , están correlacionados entre sí (Wright et al. 2004) y se encuentran asociados a la capacidad fotosintética del individuo, su tasa de respiración, transpiración y al ciclaje de nutrientes (por ejemplo: alta productividad y rápida descomposición de la hojarasca) (Quétier et al. 2007).

Todos estos rasgos son de conocida importancia para el crecimiento y sobrevivencia de las plantas (Poorter et al. 2008, Wright et al. 2010, Rüger et al. 2012) y juntos determinan muchos procesos ecológicos con claras consecuencias en los ecosistemas y a nivel global, siendo cruciales en la predicción de cambios en la distribución de la vegetación en respuesta a cambios ambientales (Chapin et al. 1996).

Tomando en cuenta el conjunto de rasgos como indicativo de la respuesta de especies y comunidades a perturbaciones, la supervivencia de las plantas en los bosques está asociado a dos estrategias ecológicas contrastantes: la adquisitiva y la conservativa, y que podrían tomarse como grandes categorías de tipos funcionales. Un tipo funcional (TF) se define como un conjunto de especies que comparten rasgos funcionales similares y por tanto exhiben una similar respuesta a condiciones ambientales y producen un efecto similar en los procesos ecosistémicos (Díaz y Cabido 1997).

Especies de plantas del tipo funcional adquisitivo se caracterizan por ser pioneras, con una tasa de crecimiento relativamente rápida, adquisición rápida de recursos, y rasgos asociados a una alta AFE, bajo CFMS, hojas grandes, delgadas, suaves, ricas en nutrientes (Cingolani et al. 2007, Pazos et al. 2007; Kühner y Kleyer 2008, Tecco et al. 1998, Ansquer et al. 2008) y baja concentración de lignina (Pazos et al. 2007), altos contenidos de N y P foliar y baja DM (Tecco et al. 1998); elementos clave de un síndrome adquisitivo de uso, retención y liberación de recursos (Díaz et al. 2004).

Especies del tipo funcional conservativo son de sucesión tardía y crecimiento lento, conservan recursos (tipo retención) (Díaz et al. 2004), tienen una AFE baja, alta DM, hojas duras y pequeñas y con bajo contenido de nutrientes (p.e. N y P foliar) (Kühner y

Kleyer 2008, Tecco et ál. 1998). Estos tipos funcionales de especies, tanto conservativos como adquisitivos, pueden coexistir en el mismo sitio, mostrando nichos diferentes a procesos de cambios en el ambiente y la perturbación (Kühner y Kleyer 2008).

Se ha indicado que el mayor incremento en el funcionamiento de un ecosistema se observaría cuando las especies presenten diferentes valores de rasgos funcionales, aumentando de esta forma el particionamiento del total de recursos disponibles (hipótesis de complementariedad de nichos, Díaz y Cabido 2001, McGill et al. 2006). Por ejemplo, en bosques altamente diversos dominados por especies de árbol con rasgos funcionales contrastantes y limitados por el recurso hídrico, se esperaría un mejor particionamiento del agua entre especies como resultado de procesos de complementariedad y facilitación. Tales bosques tolerarían más la sequía debido a que los árboles serían capaces de mantener un mejor acceso al agua, bajo condiciones cada vez más limitantes del recurso, como sucede conforme transcurren las sequías (Grossiord et al. 2014).

Loreau (1998) planteó también que, si las especies tienen rasgos funcionales complementarios, tales como geometría radicular, ellas podrían ocupar nichos espaciales que no se superponen y, como la diversidad de especies incrementa, también lo será el espacio del nicho total ocupado. Para Díaz y Cabido (2001) una de las mejores explicaciones para los efectos de la DRF sobre la funcionalidad del ecosistema es que una mayor diversidad de rasgos funcionales incrementa la eficiencia en el uso de recursos en ambientes heterogéneos. En la práctica, sin embargo, las pruebas directas de la relación mecanística entre la DRF y el funcionamiento de los ecosistemas son difíciles de alcanzar.

El funcionamiento de los ecosistemas no sólo se debe a los rasgos de las especies presentes y su variación (diversidad funcional), sino también a la abundancia relativa con que estos están presentes a nivel de la comunidad (Díaz et ál 2011, Martin et ál. 2007).

Grime (1998) propone que los procesos ecosistémicos son determinados en gran medida por las especies dominantes en términos de biomasa vegetal. Esta afirmación, conocida como la hipótesis de razón de biomasa, establece que las variaciones

en la productividad de los ecosistemas son determinados por la presencia o ausencia de especies dominantes altamente productivas y no por la variedad de especies complementarias (Cardinale et al. 2007). La idea de que ciertas especies contribuyen desproporcionadamente a la función de los ecosistemas se basa también en la premisa de que esas especies poseen rasgos funcionales particulares que les permiten capturar una mayor proporción del total de recursos disponibles que otras especies.

Existen métodos de análisis de rasgos funcionales que permiten un escalamiento “hacia arriba”, donde se parte de las características funcionales de especies individuales al modelamiento de funciones y respuestas a nivel de comunidad (Condit et al. 1996). Formas de escalamiento hacia arriba son el cálculo de medias ponderadas de la comunidad (MPC) y de índices de variedad de rasgos funcionales (variedad funcional, Díaz et al. 2011).

La MPC es definida como el valor esperado de un rasgo de un individuo seleccionado al azar en una muestra (Garnier et al. 2004, Violle et al. 2007, Casanoves et al. 2011) y se calcula a partir de un valor representativo del rasgo en cada especie (media, mediana o moda) y de su abundancia relativa (Casanoves et al. 2011).

De acuerdo a Finegan et al (en prensa) existen relaciones entre la MPC y procesos ecosistémicos, teniéndose que rasgos que están correlacionados con la tasa de crecimiento de plantas individuales (p.e. Cornelissen et al. 2003, Pérez-Harguindeguy et al. 2013) se muestran también mecánicamente relacionados a la productividad primaria (Garnier et al. 2004). Así, MPC altas para AFE o para concentraciones foliares de nitrógeno indican una comunidad dominada por individuos de especies adquisitivas de rápido crecimiento que se espera estén asociadas a una alta productividad (“bosques rápidos”). Del mismo modo, una MPC alta para el CFMS o para DM indica una comunidad dominada por especies conservativas que se espera estén asociadas con una baja productividad (“bosques lentos”) (Garnier et al. 2004; Poorter et al. 2008; Easdale y Healey 2009; Wright et al. 2010). Estas predicciones han sido probadas en una serie de estudios revisados por Finegan et ál (en prensa).

Literatura citada y relacionada al tema

- Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Laurance, W.F.; Pitman, N.C.A.; Almeida, S.; Arroyo, L.; DiFiore, A.; Erwin, T.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Nascimento, H.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Silva, J.N.M.; Malhi, Y.; López Gonzalez, G.; Peacock, J.; Quesada, C.A.; Lewis, S.L.; Lloyd, J. 2009. Do species traits determine patterns of wood production in Amazonian forests? *Biogeosciences* 6:297–307.
- Baker, T.R.; Swaine, M.D.; Burslem, D.F.R.P. 2003. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resources availability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6:21-36.
- Balvanera, P.; Pfisterer, A.B.; Buchmann, N.; He, J.S.; Nakashizuka, T.; Raffaelli, D.; Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9, 1146–1156.
- Bradley, J.; Cardinale, M.; Palmer, A.; Collins, S. 2002. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* 415: 426-429
- Bush, M.B.; Flenley, J.R.; Gosling, W.D. (editors). 2011. *Tropical Rainforest Responses to Climatic Change*. Springer, 2da edition. pp.285-315.
- Cadotte, M.; Carscadden, k.; Mirotnick, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48:1079–1087.
- Cadotte, M.W.; Cavender-Bares, J.; Tilman, D.; Oakley, T.H. 2009. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. *PLoS ONE*, 4, e5695.
- Cardinale, B.J. 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472:86–89.
- Cardinale, B.J.; Ives, A.R.; Inchausti, P. 2004. Effects of species diversity on the primary productivity of ecosystems: extending our spatial and temporal scales of inference. *Oikos* 104: 437-450.
- Cardinale, B.J.; Wright, J.P.; Cadotte, M.W.; Carroll, I.T.; Hector, A.; Srivastava, D.S. et al. 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:18123–18128.
- Casanoves, F.; Pla, L.; Di Rienzo, J.A.; Díaz, S. 2011. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2, 233-237.
- Chapin F.S. III. 2003. Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: a conceptual framework for predicting the consequences of global change. *Ann. Bot.* 91:455-463.
- Chapin, F.S.; Bret-Harte, M.S.; Hobbie, S.; Zhong, H. 1996. Plant functional types as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change. *Journal of Vegetation Science* 7:347-358.

- Chapin, F.S.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D.U.; Lavorel, S.; Sala, O.E.; Hobbie, S.E.; Mack, M.C.; Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.
- Chave, J. 2005. Measuring wood density for tropical forest trees. A field manual for the CTFs sites. Available from <http://chave.ups-tlse.fr/chave/wood-density-protocol.pdf> (accessed 25 September 2013).
- Chave, J.; Muller-Landau, H.; Baker, T.; Easdale T. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree. *Ecological Applications* 16(6): 2356–2367.
- Chen, H.Y.H.; Klinka, K. 2003. Aboveground productivity of western hemlock and western redcedar mixed-species stands in southern coastal British Columbia. *Forest Ecology and Management* 184:55–64.
- Clark, D. 2007. Detecting Tropical Forests' Responses to Global Climatic and Atmospheric Change: Current Challenges and a Way Forward. *Biotropica* 39(1):4-19.
- Clark, D.A. 2004. Sources o sinks? The responses of tropical forest to current and future climate and atmospheric composition. *Philosophic Trans. R. Soc. Lond. B* 369:477-491.
- Condit, R.; Hubbell, S.P.; Foster, R.B. 1996. Assessing the response of plant functional types to climatic change in tropical forests. *Journal of Vegetation Science* 7: 405–416.
- Coomes, D.A.; Kunstler, G.; Canham, C.D.; Wright, E. 2009. A greater range of shade-tolerance niches in nutrient-rich forests: an explanation for positive richness-productivity relationships? *Journal of Ecology* 97:705–717.
- Cornelissen, J.; Lavorel, S.; Garnier, E.; Díaz, S.; Buchmann, N.; Gurvich, D. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.
- Devictor, V.; Mouillot, D.; Meynard, C.; Jiguet, F.; Thuiller, W.; Mouquet, N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters* 13:1030–1040.
- Díaz, S.; Cabido, M. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change: a multiescale approach. *Journal of Vegetation Science* 8: 463-474.
- Díaz, S.; Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16(11): 646-655.
- Díaz, S.; Hector, A.; Wardle, D.A. 2009. Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1:55–60. Available online at www.sciencedirect.com

- Díaz, S.; Hodgson, J.G.; Thompson, K.; Cabido, M.; Cornelissen, J.H.C.; Jalili, A.; Montserrat-Martí, G.; Grime, J.P.; Zarrinkamar, F.; Asri, Y.; Band, S.R.; Basconcelo, S.; Castro-Díez, P.; Funes, G.; Hamzehee, B.; Khoshnevi, M.; Pérez-Harguindeguy, N.; Pérez-Rantomé, M.C.; Shirvany, F.; Vendramini, F.; Yazdani, S.; Abbas-Azimi, R.; Bogaard, A.; Boustani, S.; Charles, M.; Dehghan, M.; de Torres-Espuny, L.; Falczuk, V.; Guerrero-Campo, J.; Hynd, A.; Jones, G.; Kowsary, E.; Kazemi-Saeed, F.; Maestro-Martínez, M.; Romo-Díez, A.; Shaw, S.; Siavash, B.; Villar-Salvador, P.; Zak, M.R. 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science* 15: 295-304
- Díaz, S.; Quétier, F.; Cáceres, D.M.; Trainor, S.F.; Pérez-Harguindeguy, N.; Bret-Harte, M.S.; Finegan, B.; Peña-Claros, M.; Poorter, L. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 895-902.
- Duffy, J.E. 2009. Why biodiversity is important to the functioning of real world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:437-444.
- Easdale, T.A.; Healey, J.R. 2009. Resource-use-related traits correlate with population turnover rates, but not stem diameter growth rates, in 29 subtropical montane tree species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 11:203-218.
- Edgar, C.B.; Burk, T.E. 2001. Productivity of aspen forests in northeastern Minnesota, USA, as related to stand composition and canopy structure. *Canadian Journal of Forest Research* 31:1019-1029.
- Elmqvist, T.; Folke, C.; Nystrom, M.; Peterson, G.; Bengtson, J.; Walker, B.; Norberg, J. 2003. Response diversity and ecosystem resilience. *Front. Ecol. Environ.* 1: 488-494.
- Erskine, P.D.; Lamb, D.; Bristow, M. 2006. Tree species diversity and ecosystem function: can tropical multi-species plantations generate greater productivity? *Forest Ecology and Management* 233:205-210.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:487-515.
- Finegan, B.; Nasi, R. 2004 The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. En *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes* (eds G. Schroth, G. A. B. da Fonseca, C. A. Harvey, C. Gascon, H. L. Vasconcelos & A. N. Isaac). Washington, DC, Island Press. pp. 153-197
- Finegan, B.; Peña-Claros, M.; de Oliveira, A.; Alarcón, A.; Ascarrunz, N.; Bret-Harte, S.; Carreño-Rocabado, G.; Casanoves, F.; Díaz, S.; Eguiguren, P.; Fernandez, F.; Lorenzo, L.; Salgado, B.; Vaz, M.; Poorter, L. En prensa. Does functional trait diversity predict aboveground biomass and productivity of tropical forests? Testing three alternative hypotheses. *Journal of Ecology*.
- Firn, J.; Erskine, P.D.; Lamb, D. 2007. Woody species diversity influences productivity and soil nutrient availability in tropical plantations. *Oecologia* 154:521-533.

- Flynn, F.B.; Gogol-Prokurat, M.; Nogeire, T.; Molinari, N.; Richers, B.T.; Lin, B.B.; Simpson, N.; Mayfield, M.M.; DeClerck, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-33.
- Fonseca, C.R.; Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89:118-125.
- Forero, L.A.; Finegan, B. 2002. Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus implicaciones para el manejo y la conservación. *Revista Forestal Centroamericana* no. 38:39-43.
- Forrester, D.I.; Bauhus, J.; Cowie, A.L.; Vanclay, J.K. 2006. Mixed species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: a review. *Forest Ecology and Management* 233:211-230.
- Fyllas, N.M.; Patiño, S.; Baker, T.R.; Bielefeld Nardoto, G.; Martinelli, L.A.; Quesada, C.A.; Paiva, R.; Schwarz, M.; Horna, V.; Mercado, L.M.; Santos, A.; Arroyo, L.; Jiménez, E.M.; Luizão, F.J.; Neill, D.A.; Silva, N.; Prieto, A.; Rudas, A.; Silveira, M.; Vieira, I.C.G.; Lopez-Gonzalez, G.; Malhi, Y.; Phillips, O.L.; Lloyd, J. 2009. Basin-wide variations in foliar properties of Amazonian forest: phylogeny, soils and climate. *Biogeosciences* 6:2677-2708.
- Garber, S.M.; Maguire, D.A. 2004. Stand productivity and development in two mixed-species spacing trials in the central Oregon cascades. *Forest Science* 50:92-105.
- García-Romero, A.; Oropeza-Orozco, O.; Galicia-Sarmiento L. 2005. Land-use systems and resilience of tropical rain forests in the Tehuantepec Isthmus, México. *Environmental Management* 34:768-785.
- Garibaldi, L.A.; Steffan-Dewenter, I.; Kremen, C.; Morales, J.M.; Bommarco, R.; Cunningham, S.A.; Carvalheiro, L.G.; Chacoff, N.P.; Dudenhöffer, J.H.; Greenleaf, S.S. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14(10):1062-1072.
- Garnier, E.; Cortez, J.; Billès, G.; Navas, M.L.; Roumet, C.; Debussche, M.; Laurent, G.; Blanchard, A.; Aubry, D.; Bellmann, A.; Neill, C.; Toussaint, J-P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85:2630-2637.
- Garnier, E.; Shipley, B.; Roumet, C.; Laurent, G. 2001. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. *Functional Ecology* 15:688-695.
- Gehring, C.; Denich, M.; Vlek, P. L. G. 2005 Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 21:519-527.
- Gentry, A. 1988. Changes in plant community diversity and florist composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* (75):1-34.

- Givnish, T. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. *Journal of Ecology* 87:193-210.
- Grime, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86:902-910.
- Grossiord, Ch.; Granier, A.; Ratcliffe, S.; Bouriaud, O.; Bruelheide, H.; Che_cko, E.; Forrester, I.D.; Dawud, S.M.; Finér, L.; Pollastrini, M.; Scherer-Lorenzen, M.; Valladares, F.; Bonal, D.; Gessler, A. 2014. Tree diversity does not always improve resistance of forest ecosystems to drought. *PNAS* 111(41): 14812–14815.
- Grubb, P. 1977. Control of forest growth and distribution of wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 8:83-107.
- Guariguata, M; Kattan, G. (eds). 2002. *Ecología y conservación de bosques Neotropicales*. Cartago, CR, LUR.
- Guariguata, M; Ostertag, R. 2001. Neotropical forest succession changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206.
- Gunderson, L.H.; Holling, C.S (eds). 2002. *Panarchy: understanding transformations in systems of humans and nature*. Washington, DC: Island Press.
- Hawthorne, W.D. 1996. Holes and sums of parts in Ghanaian forest: regeneration, scale and sustainable use. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 104:75–176.
- Healy, C.; Gotelli, N.J.; Potvin, C. 2008. Partitioning the effects of biodiversity and environmental heterogeneity for productivity and mortality in a tropical tree plantation. *Journal of Ecology* 96(5):903-913.
- Hector, A.; Hooper, R. 2002. Ecology – Darwin and the first ecological experiment. *Science* 295:639–640.
- Hendridon, J. 1990. *Damage-controlled logging in managed tropical rain forest in Suriname (Ecology and management of tropical rain forests in Suriname 4)*. Wageningen Agricultural University, The Netherlands. 204 pp.
- Herrera, B.; Finegan, B. 1997. Substrate conditions, foliar nutrients and the distributions of two canopy tree species in a Costa Rican secondary rain forest. *Plant and Soil* 191:259-267.
- Hillebrand, H.; Bennett, D.M.; Cadotte, M.W. 2008. Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89: 1510–1520.
- Hooper, D.U.; Chapin F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A.J. Vandermeer J.; Wardle, D.A. 2005. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: a Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs* 75(1):3-35

- Ives, A.R.; Carpenter, S.R. 2007. Stability and diversity of ecosystems. *Science* 317: 58-62.
- Jandl, R.; Lindner, M.; Vesterdal, L.; Bauwens, B.; Baritz, R.; Hagedorn, F.; Johnson, D.W.; Minkkinen, K.; Byrne, K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137:253-268.
- Kauffman, J.B.; Hughes, R.F.; Heider, C. 2009. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the Neotropics. *Ecological Applications* 19:1211-1222.
- Kelty, M.J., 2006. The role of species mixtures in plantation forestry. *Forest Ecology and Management* 233:195-204.
- Kirwan, L.; Lu¨scher, A.; Sebastin, M.T.; Finn, J.A.; Collins, R.P.; Porqueddu, C. et al. 2007. Evenness drives consistent diversity effects in intensive grassland systems across 28 European sites. *Journal of Ecology* 95:530-539.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Lalibert, E.; Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305.
- Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard, R.O.; Laurance, S.G.; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- Le Qur, C.; Raupach, M.P.; Canadell, J.G.; Marland, G. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience* 2:831-836
- Leuschner, C.; Jungkunst, H.F.; Fleck, S. 2009. Functional role of forest diversity: Pros and cons of synthetic stands and across-site comparisons in established forests. *Basic and Applied Ecology* 10:1-9.
- Lewis, O.T. 2009. Biodiversity change and ecosystem function in tropical forest. *Basic Applied Ecology*. 10: 97-102.
- Lieberman, D.; Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3:347-358.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R.; Hartshorn, G. 1996. Tropical forest structure and composition on a large scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology* 84(2):137-152.
- Locatelli, B.; Evans, V.; Wardell, A.; Andrade, A.; Vignola, R. 2011. Forest and climate change in Latin America: Linking adaptation and mitigation. *Forests* 2: 431-450.

- Loreau, M. 1998. Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95:5632–5636.
- Losey, J.E.; Vaughan, M. 2006. The economics value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56(4): 311-323.
- Mace, G.M.; Gittleman, J.L.; Purvis, A. 2003. Preserving the tree of life. *Science* 300: 1707–1709.
- MacPherson, D.M.; Lieffers, V.J.; Blenis, P.V. 2001. Productivity of aspen stands with and without a spruce understory in Alberta's boreal mixedwood forests. *Forestry Chronicle* 77:351–356.
- Magurran A. 1988. *Diversidad Ecológica y su medición*. Ediciones Vedra. S. A.
- Manokaran N.; Kochummen K.M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 3:315–330.
- Martin, B.; Gonzalez, J.; Díaz, S.; Castro, I.; García, M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16(3):69-80.
- Mason, N.; MacGillivray, K.; Steel, J.B; Wilson J. 2003. An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science* 14:571-578.
- Matteucci, S.D.; Colma, A. 1997. Sustainable agriculture, and arid and semiarid ecosystems of Venezuela. *Interciencia* 22:123-130.
- Mayfield, M.M.; Bonser, S.P.; Morgan, J.W.; Aubin, I.; McNamara, S.; Vesk, P.A. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 19:423–431.
- McGill, B.J.; Enquist, B.J.; Weiher, E.; Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21:178–185.
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, D.C: World Resources Institute.
- Miles L, Kapos V: 2008. Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and forest degradation: global land-use implications. *Science* 320:1454-1455.
- Miles, L.; Dickson, B. 2010. REDD-plus and biodiversity: opportunities and challenges. *Unasylva* 236 (61): 56-63.
- Mittelbach, G.G.; Steiner, C.F.; Scheiner, S.M.; Gross, K.L.; Reynolds, H.L.; Waide, R.B.; Willig, M.R.; Dodson, S.I.; Gough, L. 2001. What is the relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82(9):2381-2396.

- Murphy, M.; Balsler, T.; Buchmann, N.; Hahn, V.; Potvin, C. 2008. Linking tree biodiversity to belowground process in a young tropical plantation: Impacts on soil CO₂ flux. *Forest Ecology and Management* 255:2577–2588
- Nabuurs, G.L.; Masera, O.; Andrasko, K.; Benitez-Ponce, P.; Boer, R.; Dutschke, M.; Elsidig, E.; Ford-Robertson, J.; Frummhoff, P.; Karjalainen, T.; Krankina, O.; Kurz, W.; Matsumoto, M.; Oyhantcabal, W.; Ravindranath, N.H.; Sanz Sanchez, M.J.; Zhang, X. 2007. En: *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* edited by Metz, B.; Davidson, O.R.; Bosch, P.R.; Dave, R.; Meyer, L.A. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
- Nadrowski, K.; Wirth, C.; Scherer-Lorenzen, M. 2010. Is forest diversity driving ecosystem function and service? *Curr. Opin. in Environ. Sust.* 2(1-2):75-79.
- Pan, Y.; Birdsey, R.A.; Fang, J.; Houghton, R.; Kauppi, P.E.; Kurz, W.A.; Phillips, O.L.; Shvidenko, A.; Lewin, S.L.; Canadell, J.G.; Ciais, P.; Jackson, R.B.; Pacala, S.; McGuire, A.D.; Piao, S.; Rautiainen, A.; Sitch, S.; Hayes, D. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333:988-993.
- Parrotta, J.; Gardner, Kapos, V.; Kurz, W.; Mansourian, S.; McDermott, C.; Strassburg, B.; Thompson, I.D.; Vira, B.; Wildgurger, C. 2012. Introduction. En Parrotta, A.; Wildgurger, C.; Mansourian, S. *Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: The key to achieving REDD+ objectives*. IUFRO. pp 13-19
- Pausas, J.G.; Bradstock, R.A.; Keith, D.A.; Keeley, J.E.; Network, G.F. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology* 85:1085-1100.
- Peña-Claros, M. 2003. Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35(4):450-461
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M.S., Cornwell, W.K., Craine, J.M., Gurvich, D.E., Urcelay, C., Veneklaas, E.J., Reich, P.B., Poorter, L., Wright, I.J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J.G., de Vos, A.C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J.G., Thompson, K., Morgan, H.D., ter Steege, H., van der Heijden, M.G.A., Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M.V., Conti, G., Staver, A.C., Aquino, S., Cornelissen, J.H.C. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61:167–234.
- Petchey, O.L.; Gaston, K.J. 2002a. Extinction and the loss of functional diversity. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 269:1721–1727.
- Petchey, O.L.; Gaston, K.J. 2002b. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5: 402–411.
- Petchey, O.L.; Hector, A.; Gaston, K.J. 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85:847–857.

- Peterson, G.; Allen, C.; Holling, C. 1998. Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale Ecosystems 1:6-18.
- Pfisterer, A. B.; Schmid, B. 2002. Diversity-dependent production can decrease the stability of ecosystem functioning. *Nature* 416:84–86.
- Phillips, A.L.; Vásquez Martínez, R.; Arroyo, L.; Baker, T.R.; Killeen, T.; Lewin, S.L.; Malhi, Y.; Monteagudo Mendoza, A.; Neill, D.; Núñez Vargas, P.; Alexiades, M.; Cerón, C.; DiFiore, A.; Erwin, T.; Jardim, A.; Palacios, W.; Saldias, M.; Vicenti, B. 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forest. *Nature* 418:770-774.
- Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A.; Vásquez, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 91:2895–2809.
- Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Higuchi, N.; Laurance, W.F.; Nuñez, P.; Vásquez, R.M.; Laurance, S.G.; Ferreira, L.V.; Stern, M.; Brown, S.; Grace, J. 1998. Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. *Science* 282 (5388): 439-442 doi: 10.1126/science.282.5388.439
- Piotto, D. 2008. A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *Forest Ecology and Management* 255:781–786
- Poorter, L.; Wright, S.J.; Paz, H.; Ackerly, D.D.; Condit, R.; Ibarra-Manríques, G.; Harms, K.E.; Licona, J.C.; Martínez-Ramos, M.; Mazer, S.J.; Muller-Landau, H.C.; Peña-Claros, M.; Webb, C.O.; Wright, I.J. 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. *Ecology* 89:1908-1920.
- Poorter, L.; Wright, S.J.; Paz, H.; Ackerly, D.D.; Condit, R.; Ibarra-Manríques, G.; Harms, K.E.; Licona, J.C.; Martínez-Ramos, M.; Mazer, S.J.; Muller-Landau, H.C.; Peña-Claros, M.; Webb, C.O.; Wright, I.J. 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. *Ecology* 89:1908-1920.
- Potvin, C.; Mancilla, L.; Buchmann, N.; Monteza, J.; Moore, T.; Murphy, M.; Oelmann, Y.; Scherer-Lorenzen, M.; Turner, B.L.; Wilcke, W.; Zeuglin, F.; Wolf, S. 2011. An ecosystem approach to biodiversity effects: Carbon pools in a tropical tree plantation. *Forest Ecology and Management* 261(10):1614-1624.
- Putz, F.E.; Zuidema, P.A.; Synnott, T.; Peña-Claros, M.; Pinard, M.A.; Sheil, D.; Vanclay, J.K.; Sist, P.; Gourlet-Fleury, S.; Griscom, B.; Palmer, J.; Zagt, R. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* 0:1–8
- Quétier, F.; Lavorel, S.; Thuiller, W.; Davies, I. 2007. Plant-trait-based modeling assessment of ecosystem service sensitivity to land-use change. *Ecological Applications* 17(8):2377–2386.
- Rahbeck, C. 1995. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography* 18(2):200-205.
- Reich, P.B.; Luo, Y.; Bradford, J.B.; Poorter, H.; Perry, C.H.; Oleksyn, J. 2014. Temperature drives global patterns in forest biomass distribution in leaves, stems, and roots. *PNAS* 111(38):13721–13726.

- Resilience Alliance. 2014. Key Concepts: resilience <http://www.resalliance.org/index.php/resilience>
- Ricketts, T.H. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology* 18(5):1262-1271.
- Ricketts, T.H.; Regetz, J.; Steffan-Dewenter, I.; Cunningham, S.A.; Kremen, C.; Bogdanski, A.; Gemmill-Herren, B.; Greenleaf, S.S.; Klein, A.M.; Mayfield, M.M. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11(5):499-515.
- Rüger, N.; Wirth, C.; Wright, S.J.; Condit, R. 2012. Functional traits explain light and size response of growth rates in tropical tree species. *Ecology* 93:2626-2636.
- Saldarriaga, J. G.; West, D. C.; Tharp, M. L.; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76:938-958.
- Sanders, N. 2002. Elevational gradients in ant species richness: area, geometry, and Rapoport's rule. *Ecography* 25:25-32.
- Scherer-Lorenzen, M.; Bonilla, L.J.; Potvin, C. 2007. Tree species richness affects litter production and decomposition rates in a tropical biodiversity experiment. *Oikos* 116:2108-2124.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2011. REDD-plus and biodiversity. CBD Technical Series No. 59. 65p.
- Sheil, D. 2001 Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. *Plant Ecol.* 155:183-199.
- Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18:18-26.
- Silver, W.L.; Ostertag, R.; Lugo, A.E. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology* 8:394-407.
- Silvertown, J. 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology and Evolution* 19:605-611.
- Steininger, M. K. 2000 Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16:689-708.
- Strassburg, B.B.N.; Kelly A.; Balmford, A.; Davies, R.G.; Gibbs, H.K.; Lovett, A.; Miles, L.; Orme, C.D.L.; Price, J.; Turner, R.K.; Rodrigues, A.S.L. 2010. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. *Conservation Letters* 3:98-105.
- Swaine, M.D. 1994. Long-term studies of tropical forest dynamics Long-term Experiments in Agricultural and Ecological Sciences (ed. AE Johnston). CAB International, Wallingford, pp. 305-320
- ter Steege H.; Hammond, D.S. 2001. Character convergence, diversity, and disturbance in tropical rain forest in Guyana. *Ecology* 82:3197-3212.

- ter Steege, H; Nigel C. A. Pitman, Daniel Sabatier, Christopher Baraloto, Rafael P. Salomão, Juan Ernesto Guevara, Oliver L. Phillips, Carolina V. Castilho, William E. Magnusson, Jean-François Molino, Abel Monteagudo, Percy Núñez Vargas, Juan Carlos Montero, Ted R. Feldpausch, Eurídice N. Honorio Coronado, , Tim J. Killeen, Bonifacio Mostacedo, Rodolfo Vasquez, Rafael L. Assis, John Terborgh, Florian Wittmann, Ana Andrade, William F. Laurance, Susan G. W. Laurance, Beatriz S. Marimon, Ben-Hur Marimon Jr., Ima Célia Guimarães Vieira, Iêda Leão Amaral, Roel Brienen, Hernán, Castellanos, Dairon Cárdenas López, Joost F. Duivenvoorden, Hugo F. Mogollón, Francisca Dionízia de Almeida Matos, Nállarett Dávila, Roosevelt García-Villacorta, Pablo Roberto Stevenson Díaz, Flávia Costa, Thaise Emilio, Carolina Levis, Juliana Schietti, Priscila Souza, Alfonso Alonso, Francisco Dallmeier, Alvaro Javier Duque Montoya, Maria Teresa Fernandez Piedade, Alejandro Araujo-Murakami, Luzmila Arroyo, Rogerio Gribel, Paul V. A. Fine, Carlos A. Peres, Marisol Toledo, Gerardo A. Aymard C., Tim R. Baker, Carlos Cerón, Julien Engel, Terry W. Henkel, Paul Maas, Pascal Petronelli, Juliana Stropp, Charles Eugene Zartman, Doug Daly, David Neill, Marcos Silveira, Marcos Ríos Paredes, Jerome Chave, Diógenes de Andrade Lima Filho., Peter Møller Jørgensen, Alfredo Fuentes, Jochen Schöngart, Fernando Cornejo Valverde, Anthony Di Fiore, Eliana M. Jimenez, Maria Cristina Peñuela Mora, Juan Fernando Phillips, Gonzalo Rivas, Tinde R. van Andel, Patricio von Hildebrand, Bruce Hoffman, Eglée L. Zent, , Yadvinder Malhi, Adriana Prieto, Agustín Rudas, Ademir R. Ruschell, Natalino Silva, Vincent Vos, Stanford Zent, Alexandre A. Oliveira, Angela Cano Schutz, Therany Gonzales, Marcelo Trindade Nascimento, Hirma Ramirez-Angulo, Rodrigo Sierra, Milton Tirado, María Natalia Umaña Medina, Geertje van der Heijden, César I. A. Vela, Emilio Vilanova Torre, Corine Vriesendorp, Ophelia Wang, Kenneth R. Young, Claudia Baider, Henrik Balslev, Cid Ferreira, Italo Mesones, Armando Torres-Lezama, Ligia Estela Urrego Giraldo, Roderick Zagt, Miguel N. Alexiades, Lionel Hernandez, Isau Huamantupa-Chuquimaco, William Milliken, Walter Palacios Cuenca, Daniela Pautetto, Elvis Valderrama Sandoval, Luis Valenzuela Gamarra, Kyle G. Dexter, Ken Feeley, Gabriela Lopez-Gonzalez, Miles R. Silman. 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science* 342:325-343.
- Thompson, I.; Mackey, B.; McNulty, S.; Mosseler, A. 2009. Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43, 67 pages.
- Thompson, I.D.; Ferreira, J.; Gardner, T.; Guariguata, M.; Koh, L.; Okabe, K.; Pan, Y.; Schmitt, C.; Tylianakis, J.; Barlow, J.; Kapos, V.; Kurz, W.; Parrotta, J.A.; Spalding, M.D.; van Vliet, N. 2012. Forest biodiversity, carbon and other ecosystem services: relationships and impacts of deforestation and forest degradation. En Parrotta, A.; Wildgurger, C.; Mansourian, S. Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: The key to achieving REDD+ objectives. IUFRO. pp 21-50.
- Thomson, F.J.; Moles, A.T.; Auld, T.D.; Kingsford, R.T. 2011. Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology* 99: 1299–1307
- Thorpe, A.S.; Stanley, A.G. 2011. Determining appropriate goals for restoration of imperilled communities and species. *Journal of Applied Ecology* 48:275–279.

- Turnbull, L.A.; Hector, A. 2010. Applied ecology: how to get even with pests. *Nature* 466:36–37.
- Turner, W.; Brandon, K.; Brooks, T.M.; Costanza, R.; da Fonseca, G.; Portela, R. 2007. Global Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 57(10): 868-873.
- Tylianakis, J.M.; Rand, T.A.; Kahmen, A.; Klein, A-M.; Buchmann, N.; Perner, J.; Tschardtke, T. 2008. Resource heterogeneity moderates the biodiversity-function relationship in real world ecosystems. *PLoS Biology* 6(5): e122.
- Uhl, C.; Buschbacher, R.; Serrão, E.A.S. 1988 Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 75:663–681.
- van der Werf, G.; Morton, D.; DeFries, R.; Olivier, J.; Kasibhatla, P.; Jackson, R.; Collatz, G.; Randerson, J. 2009. CO2 emissions from forest loss. *Nature Geoscience*. 2: 737-738.
- Vásquez, J.A.; Givnish, T.J. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlan. *Journal of Ecology* 86: 999-1020.
- Veintimilla, D.; Finegan, B.; Vilchez, S.; Zamora, N. En preparación. Rainforest composition and diversity patterns in relation to climate, soils and spatial location over a 2500 m altitudinal gradient in Costa Rica.
- Venter, O.; Meijaard, E.; Possingham, H.; Dennis, R.; Sheil, D.; Wich, S.; Hovani, L.; Wilson, K. 2009. Carbon payments as a safeguard for threatened tropical mammals. *Conservation Letters* 2:123-129.
- Vieira, N.M.; Clements, W.H.; Guevara, L.S. 2004. Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrologic disturbances after a wildfire. *Freshwater Biology* 49:1243-1259.
- Vila, M.; Vayreda, J.; Gracia, C.; Ibanez, J.J. 2003. Does tree diversity increase wood production in pine forests? *Oecologia* 135:299–303.
- Villéger, S.; Mason, N.W.H.; Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89:2290-2301.
- Violle, C.; Navas, M.L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos* 116: 882-892
- Walker, B.; Carpenter, S.; Anderies, J.; Abel, N.; Cumming, G.S.; Janssen, M.; Lebel, L.; Norberg, J.; Peterson, G. D.; Pritchard, R. 2002. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology* 6(1): 14. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art14/>
- Walker, B.H. 1992. Biological diversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6: 137-167.
- Walker, B.H.; Kinzing, A.; Langridge, J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2: 95-113.

- Wardle, D.A.; Jonsson, M.; Bansai, S.; Bardgett, R.D.; Gundale, M.J.; Metcalfe, D.B. 2012. Linking vegetation change, carbon, sequestration and biodiversity: insights from island ecosystems in a long-term natural experiment. *Journal of Ecology* 100:16-30.
- William Linera, G.; Domínguez-Gastelú, V.; García-Zurita, M.E. 1998. Microenvironmental and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* 12:1091-112.
- William-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78:356-373.
- Williamson, G.B.; Wiemann, M.C. 2010. Measuring wood specific gravity correctly. *American Journal of Botany* 97:519-524.
- Woods, C.L.; DeWalt, S.J. 2013. The conservation values of secondary forest for vascular epiphytes In Central Panama. *Biotropica* 45:119-127.
- Wright, I.J.; Reich, P.B.; Westoby, M.; Ackerly, D.D.; Baruch, Z.; Bongers, F.; Cavender-Bares, J.; Chapin, T.; Cornelissen, J.H.C.; Diemer, M.; Flexas, J.; Garnier, E.; Groom, P.K.; Gulias, J.; Hikosaka, K.; Lamont, B.B.; Lee, T.; Lee, W.; Lusk, C.; Midgley, J.J.; Navas, M.L.; Niinemets, U.; Oleksyn, J.; Osada, N.; Poorter, H.; Poot, P.; Prior, L.; Pyankov, V.I.; Roumet, C.; Thomas, S.C.; Tjoelker, M.G.; Veneklaas, E.J.; Villar, R. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428:821-827.
- Wright, S.J.; Kitajima, K.; Kraft, N.J.B.; Reich, P.B.; Wright, I.J.; Bunker, D.E.; Condit, R.; Dalling, J.W.; Davies, S.J.; Díaz, S.; Engelbrecht, B.M.J.; Harms, K.E.; Hubbell, S.P.; Marks, C.O.; Ruiz-Jaen, M.C.; Salvador, C.M.; Zanne, A.E. 2010. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. *Ecology* 91:3664–3674.
- Yachi, S.; Loreau, M. 2007. Does complementary resource use enhance ecosystem functioning? A model of light competition in plant communities. *Ecology Letters* 10:54–62.
- Zhang, Y.; Chen, H.Y.H.; Reich, P.B. 2012. Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: a global meta-analysis. *Journal of Ecology* 100: 742–749.
- Zhang, Y.; Duan, B.; Xian, J.; Korpelainen, H.; Li, C. 2011. Links between plant diversity, carbon stocks and environmental factors along a successional gradient in a subalpine coniferous forest in Southwest China. *Forest Ecology and Management* 296:361-369.



Tema 5

La restauración pasiva de bosques naturales tropicales

Luis Diego Delgado
(ddelgado@catie.ac.cr)

La restauración pasiva de bosques tropicales naturales

Los bosques secundarios y su importancia

Los paisajes forestales tropicales se encuentran fuertemente influenciados por actividades humanas. La deforestación, fragmentación y sobreexplotación de recursos se identifican como los principales propulsores de pérdida y degradación de los bosques (Argotty et al. 2016). En los países tropicales, las tendencias de la deforestación y del uso no sostenible de bosques son acompañadas por un aumento en la proporción de la cobertura forestal conformada por bosques secundarios (Aide et al. 2012, Redo et al. 2012) y bosques degradados (Heno et al. 2015). Actualmente, muchos de los servicios ecosistémicos en paisajes forestales son provistos por tales ecosistemas.

Los bosques secundarios son ecosistemas forestales que se desarrollan en áreas cuya vegetación original es destruida totalmente por perturbaciones naturales o humanas, como por ejemplo la agricultura, los incendios forestales o deslizamientos; que originan un cambio de uso de la tierra, y que posteriormente son abandonadas o dejadas en descanso, dando lugar a un proceso de sucesión natural o repoblamiento de la cobertura vegetal (Finegan 1996).

Los bosques secundarios son reconocidos como ecosistemas de importancia en el contexto de la restauración de paisajes y de los servicios ecosistémicos a pobladores rurales. Por esto, resulta clave incrementar el potencial productivo de estos bosques a través de su manejo sostenible y enlazarlo con la industria forestal maderera (Berti 2001). Son pocas las investigaciones que se han hecho acerca de la rentabilidad del manejo forestal en bosques secundarios y degradados, sin embargo, su manejo puede ser una fuente importante de ingresos para comunidades y dueños de bosques en la región (Heno 2014).



Figura 5.1 Desmonte para preparar terreno para la agricultura

En Centroamérica, los bosques secundarios y degradados tienden a percibirse como áreas sin valor económico, que no ameritan ninguna inversión financiera para su aprovechamiento productivo. Esto provoca que estas áreas sean deforestadas para otros usos como la ganadería, la agricultura y el desarrollo urbano. Sumado a esto, existen pocas experiencias de manejo en bosques secundarios y degradados; las que se han documentado han sido conducidas aplicando estándares orientados al aprovechamiento de masas forestales de bosque primario (Henao et al. 2015). Esta situación exige el diseño e implementación de acciones enfocadas hacia el aumento del valor de los bosques secundarios -para agricultores, ganaderos y dueños de fincas-, que sirvan para persuadirlos a mantener los bosques como sistemas sostenibles de producción.

La sucesión secundaria en zonas de vida húmedas tropicales

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

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

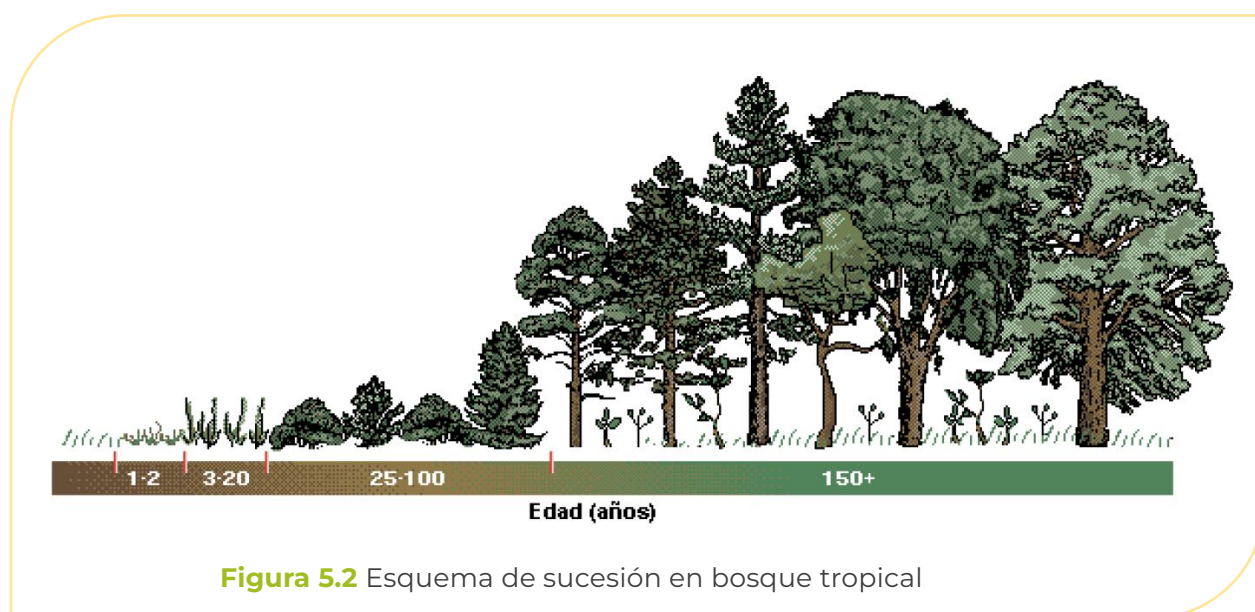


Figura 5.2 Esquema de sucesión en bosque tropical

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

La tercera fase de la sucesión se desarrolla a partir de la muerte de los árboles de heliófitas efímeras y la dominancia de una comunidad de árboles de mayor altura, con estrategias biológicas menos extremas que las efímeras en cuanto a explotación de sitios abiertos. Esta comunidad de árboles dominantes, conocidos como heliófitas durables o pioneros de larga vida, presenta una mayor diversidad de especies, son de maderas más duras, de mayor longevidad y, aunque menos demandantes de luz que las efímeras, tampoco prosperan bajo la densa sombra que forman. Tienden a dominar el sitio por unos 75-150 años, que es el tiempo de vida que normalmente tienen. La abundancia y rápido crecimiento de estas especies constituyen el potencial biológico de los bosques secundarios neotropicales ya que proveen de materia prima para una amplia gama de productos finales. Esta es la fase en que normalmente son aprovechados los bosques secundarios, debido a su composición de especies maderables.

Finegan (1996) menciona como familias típicas durante esta fase a *Vochysiaceae* y *Tiliaceae*; y como taxa característicos de géneros a *Rollinia* (*Annonaceae*), *Cordia* (*Boraginaceae*), *Guazuma* (*Ulmaceae*), *Stryphnodendron* (*Leguminosae*) y *Spondias* (*Anacardiaceae*). Entre las especies individuales típicas destacan a *Didymopanax*

morototoni (Araliaceae), *Goupia glabra* (Celastraceae), *Jacaranda copaia* (Bignoniaceae), *Laetia procera* (Flacourtiaceae) y *Simarouba amara* (Simaroubaceae). Especies de maderas valiosas como cedro (*Cedrela odorata*), caoba (*Swietenia macrophylla*) y el laurel (*Cordia alliodora*) suelen encontrarse en bosques en tercera fase de sucesión.

Una fase final, la cuarta, refiere a un bosque secundario muy maduro, con edad de abandono más allá de los 100 años. En ella las heliófitas durables dan paso a una comunidad arbórea de maderas duras, de gran tamaño, alta longevidad y con semillas grandes dispersadas principalmente por vertebrados medianos y grandes. Estas especies, llamadas esciófitas, se regeneran y prosperan bajo la sombra, dominando el sitio por el resto de la sucesión ecológica hasta que un nuevo disturbio elimine la cobertura vegetal y se vuelva a repetir el ciclo de la sucesión.

De no existir una perturbación drástica por un tiempo muy prolongado, existe la posibilidad de que el ecosistema adquiera atributos propios de los bosques primarios húmedos de tierras bajas, como alta diversidad de especies, alta cantidad de área basal y biomasa, elevado número de palmas arborescentes y la presencia de lianas grandes. Sin embargo, alcanzar tales valores y aproximarse a los bosques originales resulta difícil bajo el contexto actual de uso de la tierra en muchos paisajes productivos.

Hay importantes barreras ecológicas que impiden el avance de las sucesiones hasta el estado de alta madurez, una de ellas refiere a la calidad y cantidad de fuentes de semilla en sitios abandonados. Muchos de los bosques remanentes en paisajes productivos están expuestos a efectos de fragmentación, incendios forestales, contaminación y sobreexplotación de recursos, entre otros. Como resultado, los bosques se encuentran degradados en su papel de fuentes semilleras y muchas especies propias de bosques primarios no están siendo dispersadas a áreas en sucesión secundaria (ver como ejemplo Granda-Moser et ál. 2015).st in Southwest China. *Forest Ecology and Management* 296:361-369.

Literatura citada y relacionada al tema

- Aide, TM; Clark, ML; Grau, R; López-Carr, D; Levy, MA; Redo, D; Bonilla-Moheno, M; Riner, G; Andrade-Núñez, MJ; Muñiz, M. 2012. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45(2):262–271.
- Aide, TM; Zimmerman, JK; Pascarella, JB; Rivera, L; Marcano-Vega, H. 2000. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 8(4): 328-338.
- Aide, TM; Zimmermann, JK; Herrera, L; Rosario, M; Serrano, M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77:77–86
- Alder, D; Synnott, TJ. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford, United Kingdom, Oxford Forestry Institute.
- Andel, T. van. 2001. Floristic composition and diversity of mixed primary and secondary forests in northwest Guyana. *Biodiversity and Conservation* 10:1645–1682.
- Aragao, LEOC; Shimabukuro, YE. 2010. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science* 328(5983):1275–1278.
- Asner, GP; Rudel, TK; Aide TM; DeFries R; Emerson R. 2009. A contemporary Assessment of Change in Humid Tropical Forests. *Conservation Biology* 23(6):1386-1395.
- Baur, CN. 1964. The ecological basis of rainforest management. Sydney, A.C.T., Forestry Commission of NSW. 499 p.
- Bird, DW; Bird, RB; Coddling, BF. 2016. Pyrodiversity and the Anthropocene: the Role of Fire in the Broad Spectrum Revolution. *Evolutionary Anthropology* 25:105–116.
- Blasco, F. 1983. The transition from open forest to savanna in continental Southeast Asia. In Bourliere, F (ed.). *Tropical savannas*. Amsterdam, the Netherlands, Elsevier. p. 167-181.
- Bond, WJ; Woodward, FI; Midgley, GF. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165(2):525–538.
- Buckingham, K; Ray, S; Stolle, F; Zoveda, F. 2016. Measuring progress for forest and landscape restoration. Rome, Italy, FAO. 40 p. (Working Paper Version 1.0).
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba* 15:40-42.
- Camacho, M. 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical: Guía para el establecimiento y medición. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 52 p. (Serie Técnica. Manual Técnico no. 42).

- Camargo, JLC; Ferraz, IDK; Imakawa, AM. 2002. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology* 10:636–644.
- Carignan, V; Villard, MA. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78 45–61.
- Chazdon, R. 2014. *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. Chicago, United States of America, The University of Chicago Press. 472 p.
- Chazdon, R; Peres, CA; Dent, D; Sheil, D; Lugo, AE; Lamb, D; Stork, NE; Miller, SE. 2009. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology* 23(6):1406–1417.
- Chazdon, T; Letcher, S; van Breugel, M; Martínez-Ramos, M; Bongers, F; Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions Royal Soc Lond B Biol Sci.* 362(1478):273-289.
- Chokkalingam, U; de Jong, W. 2001. Secondary forest: a working definition and typology. *The International Forestry Review* 3(1):19-26.
- Clark, DA; Clark, DB. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62(3):315-344.
- Corlett, RT. 1994. What is secondary forest? *Journal of Tropical Ecology* 10(03):445–447.
- Cornelissen, JHC; Lavorel, S; Garnier, E; Díaz, S; Buchmann, N; Gurvich, DE; Reich, PB; ter Steege, H; Morgan, HD. var der Heijden, MGA; Pausas, JG; Pooter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional trait worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380.
- Curtis, J; McIntosh, R. 1951. An upland forest continuum in the pariré-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32:476-496.
- D'Antonio, CM; Vitousek, PM. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:63–87.
- Dauber, E; Fredericksen, TS; Peña-Claros, M. 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 214(1-3):294–304.
- Dawkins, HC 1958. *The management of Tropical High Forest with special reference to Uganda*. Oxford, United Kingdom, University of Oxford. Institute Paper no. 34). 155 p.
- Denslow, JS; Guzmán, S. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science* 11:201-212.
- Detlefsen, G; Somarriba, E (eds.). 2012. *Producción de madera en sistemas agroforestales de Centroamérica*. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 244 p. (Serie Técnica. Manual Técnico 109).

- Díaz, S; Quétier, F; Cáceres, DM; Trainor, SF; Pérez-Harguindeguy, N; Bret-Harte, MS; Finegan, B; Peña-Claros, M; Poorter, L. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:895-902.
- Emrich, A; Pokorny, B; Sepp, C. 2000. The Significance of Secondary Forest Management for Development Policy. Eschborn, Germany, GTZ. 25 p. (TÖB Series No.: FTWF-18e).
- Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12:2-7.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 1985. Ordenación forestal de los trópicos para uso múltiple e intensivo: estudios de ejemplos de India, África, América Latina y el Caribe. Roma, Italia. 19 p. (Estudio FAO Montes 55).
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Roma, Italia. Disponible en www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s.pdf.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma, Italia. 119 p.
- Fearnside, PM; Guimaraes, WM. 1996. Carbon uptake by secondary forest in brasilian amazonia. *Forest Ecology and Management* 80(1-3):35-46.
- Feldpausch, TR; Rondon, MA; Fernandes, ECM; Riha, SJ; Wandelli, E. 2004. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. *Ecological Applications* 14(4): S164-S176.
- Fensham, RJ; Fairfax, RJ; Butler, DW; Bowman, DMJS. 2003. Effects of fire and drought in a tropical eucalypt savanna colonized by rain forest. *Journal of Biogeography* 30:1405-1414.
- Ferris, R; Humphrey, JW. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72:313-328.
- Figueiredo, IB. 2002. Padroes de polinizacao e dispersao de sementes de espécies arbóreas de floresta estacional decidual, Brasil Central. Rio Claro, SP, Brazil, UNESP. (Bachelor Monograph).
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 30 p. (Serie Técnica. Informe Técnico No. 188). 30 p.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *Trend in Ecology and Evolution* 11(3):119-124.

- Finegan, B; Camacho, M; Zamora, N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121:159-176.
- Finegan, B; Delgado, D. 2000. Structural and floristic heterogeneity in a 30 year old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology* 8(4):380-393.
- Finegan, B; Hayes, J; Delgado, D; Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. WWFCentroamérica/PROARCA/CATIE/OSU. 116p
- Finegan, B; Nasi, R. 2004. The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. In Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; Isaac, AN (eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, DC, United States of America, Island Press. pp. 153–197.
- Frankie, GW; Baker HG; Opler, PA. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 62:881–919.
- Frankie, GW; Baker, HG; Opler, PA. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *J. Ecol.* 62:881–899.
- Fredericksen, T; Contreras, F; Pariona, W. 2001. Guía de silvicultura para bosques tropicales de Bolivia. Santa Cruz, Bolivia, Proyecto BOLFOR,.
- Gehring, C; Denich, M; Vlek, PLG. 2005. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 21:519–527.
- Gerhardt, K. 1994. Seedling development of four tree species in secondary tropical dry forest in Guanacaste, Costa Rica. Doctoral Thesis. Stockholm, Sweden Uppsala University, (Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 39).
- Gerhardt, K. 1996. Germination and development of sown mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in secondary tropical dry forest habitats in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 12:275–289.
- Gillespie, T W Grijalva, A; Farris, CN. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147:37–47.
- Goldammer, JG. 1993. Fire management in Tropical Forests. In Pancel, L; Köhl, M (ed.). *Tropical Forestry Handbook*. Berlin, Germany, Springer-Verlag. p. 2659-2710.
- Graaf, NR de. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Wageningen, Holanda, Agricultural University. 250 p.

- Granda-Moser, V; Finegan, B; Ramos Bendaña, ZS; Detlefsen, G; Molina, A. 2015. Potencial de manejo de bosques restaurados por sucesión natural secundaria en Guanacaste, Costa Rica: Composición, diversidad y especies maderables. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 56 p. (Serie Técnica, Boletín Técnico no. 78)
- Grime, JP. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86:902-910.
- Griz, LMS; Machado, ICS. 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the Northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17:303–321.
- Guariguata, M; Kattan, G (eds). 2002. *Ecología y conservación de bosques Neotropicales*. Cartago, Costa Rica, LUR. 691 p.
- Guariguata, M; Ostertag, R. 2001. Neotropical forest succession changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206.
- Guevara, S; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Plant Ecology* 107:319–338.
- Gutiérrez, E; Moreno, R; Villota, N. 2013. *Guía de cubicación de madera*. Pereira, Colombia, CARDER/ Unión Europea. 44 p.
- Henderson, J; Graaf, NR. de. 1986. Algunas notas sobre el manejo del bosque tropical húmedo en Surinam. In *Seminarios Internacional sobre Manejo de Bosque Tropical Húmedo en la región de Centroamérica (1986, Siguatepeque, Honduras)*. Siguatepeque, Honduras.
- Higgs, ES. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology* 11(2):338-348.
- Holdridge, LR. 1967. *Life zone ecology*. San José, Costa Rica, Tropical Science Center.
- Hopkins, B. 1992. Ecological processes at the forest-savanna boundary. In Furley, PA.; Proctor, J; Ratter, JA (eds.). *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*. London, United Kingdom, Chapman & Hall.. p. 21-33.
- Howe, HF; Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:201–228.
- Hutchinson, ID. 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 39 p. (Serie Técnica, Informe Técnico No. 204).
- Janzen, DH. 1988. Tropical dry forests, the most endangered major tropical ecosystem. In Wilson, EO (ed.) *Washington, D.C., United States of America, Biodiversity National Academy Press*. p. 130-137.

- Janzen, DH. 2002. Tropical dry forest: area de conservation Guanacaste, northwestern Costa Rica. In Perrow, M; Davy, AJ (eds.). *Handbook of Ecological Restoration*, Vol. II. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press.
- Jennings, S; Brown, ND; Sheil, D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* (72):1:59-73.
- Justiniano, MJ; Fredericksen, TS. 2000. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. *Biotropica* 32:276–281.
- Kennard, DK. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18:53–66.
- Kennard, DK; Gould, K; Putz, FE.; Fredericksen, T S.; Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162:197–208.
- Khurana, E; Singh, JS. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28:39–52.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Trad. A. Carrillo. Eschborn, Germany, GTZ. 335 p.
- Legendre, P; Legendre, L. 2012. *Numerical Ecology*, Volume 24. 3rd Edition. Amsterdam, The Netherlands, Elsevier. 1006 p.
- Lohbeck, M; Lebrija-Trejos, E; Martínez-Ramos, M; Meave, JA; Poorter, L; Bongers, F. 2015. Functional trait strategies of trees in dry and wet tropical forests are similar but differ in their consequences for succession. *PLoS ONE* 10(4): e0123741. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123741>
- Lohbeck, M; Poorter, L; Lebrija-Trejos, E; Martínez-Ramos, M; Meave, JA.; Paz, H; Pérez-García, EA.; Romero-Pérez, IE.; Taura, A; Bongers, F. 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* 94(6):1211–1216.
- Magurran, AE. 2013. *Measuring Biological Diversity*. Wiley Blackwell. 264 p.
- Marod, D; Kutintara, U; Tanaka, H; Nakashizuka, T. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. *Plant Ecology* 161:41–57.
- Marod, D; Kutintara, U; Tanaka, H; Nakashizuka, T. 2004. Effects of drought and fire on seedling survival and growth under contrasting light conditions in a seasonal tropical forest. *Journal of Vegetation Science* 15:691–700.
- Mascaro, J; Asner, GP; Muller-Landau, HC; van Breugel, M; Hall, J; Dahlin, K. 2011. Controls over aboveground forest carbon density on Barro Colorado Island, Panama. *Biogeosciences* 8:1615-1629.
- McLaren, K P; McDonald, MA. 2003b. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management* 183:61–75.

- McLaren, KP; McDonald, MA. 2003a. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. *Journal of Tropical Ecology* 19:567–578.
- Menaut, JC; Lepage, M; Abbadie, L. 1995. Savannas, woodlands and dry forests in Africa. In Bullock, SA; Mooney, HA; Medina, E (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. New York, United States of America, Cambridge University Press. P. 64-92.
- Messer, JJ; Linthurst, RA; Overton, WS. 1991. An EPA program for monitoring ecological status and trends. *Environmental Monitoring and Assessment* 17(1):67–78
- Miller, PM. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 15(2):179–188.
- Minae (Ministerio de Ambiente y Energía, Costa Rica). 2014. Manual de campo inventario forestal nacional de Costa Rica: diseño de parcela y medición de variables de sitio y dasométricas. Fallas, J (ed.). San José, Costa Rica. 74 p.
- Mooney, H A; Bullock, SH; Medina, E. 1995. Introduction. In Bullock, SH; Mooney, HA; Medina, E (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. New York, United States of America, Cambridge University Press. P. 1-8.
- Morellato, LPC; Talora DC; Takahasi, A; Bencke, CC; Romera, EC; Zipparro, VB. 2000. Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. *Biotropica* 32(4b):811–823
- Morellato, LPC; Talora, DC; Takahasi, A; Bencke, CC; Romera, EC; Zipparro, VB. 2000. Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. *Biotropica* 32:811–823.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, España, CYTED/ORCYT/S.E.A. 84 p. (M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1).
- Mostacedo, B; Fredericksen, T. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia, Editora El País. 81 p.
- Murphy, P G; Lugo, AE. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67–88.
- Naciones Unidas. 2017. Sustainable Development Goals. Disponible en <http://www.un.org/sustainabledevelopment/>
- Norden, N; Angarita, HA.; Bongers, F; Martínez-Ramos, M; Granzow-de la Cerda, I; van Breugel, M; Lebrija-Trejos, E; Meave, JA; Vandermeer, J; Williamson, GB; Finegan, B; Mesquita, R; Chazdon, R.L. 2015. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(26):8013-8018

- Opler, PA; Baker, HG; Frankie, GW. 1980. Plant reproductive characteristics during secondary succession in neotropical lowland forest ecosystems. *Biotropica* 12(2):40–46.
- Peña-Claros, M. 2003. Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35(4):450-461.
- Pennington, RT; Prado, DE; Pendry, CA. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27(2):261–273.
- Pinelo, G. 2000. Manual para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. Turrialba, Costa Rica, CATIE (Serie Técnica. Manual Técnico n° 40).
- Pinelo, G. 2004. Manual de inventario forestal integrado para unidades de manejo: Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. San José, Costa Rica, WWF/PROARCA. 47 p. (Serie Técnica no. 4).
- Portillo-Quintero, C; Sánchez-Azofeifa, GA. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144–155.
- Powers, JS; Becknell, JM; Irving, J; Pérez-Aviles, D. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258(6):959-970.
- Prodan, M. 1997. Mensura forestal. San José, Costa Rica, s.e. 586 p.
- Quesada, M; Sánchez-Azofeifa, A; Alvarez-Añorve, M; Stoner, K; Cabadilla, L; Calvo-Alvarado, J; Castillo, A; Espírito-Santo, M; Fagundes, M; Fernandes, G; Gamon, J; Lopezaraiza-Mikel, M; Lawrence, D; Cerdeira, L; Powers, J; Neves, de F; Rosas-Guerrero, V; Sayago, R; Sánchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258(6): 1014–1024.
- Quesada, R. 2008. Manual para promover la regeneración natural en pastos degradados en el Pacífico Central y Norte de Costa Rica. Corporación Garro y Moya. 63 p.
- Quesada, R. 2014. Conservando el bosque secundario a través del manejo forestal sostenible: aplicando tratamientos silviculturales para el bosque del futuro. Informe de consultoría del Programa Reducción de Emisiones de la Deforestación y Degradación de Bosques en Centroamérica y República Dominicana: Apoyo en Fomento de Manejo de Bosques Secundario en Centroamérica y República Dominicana. 28 p.
- Quirós, D. 2001. Tratamientos silviculturales In *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. In Louman, B; Quirós, D; Nilsson, M (eds.). Turrialba, Costa Rica, CATIE. p. 133-153.

- Quirós, D; Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 25 p. (Serie Técnica. Informe Técnico No. 225).
- Ray, GJ; Brown, BJ. 1995. Restoring Caribbean dry forests: evaluation of tree propagation techniques. *Restoration Ecology* 3(2):86–94.
- Riley, J. 2001. Indicator quality for assessment of impact of multidisciplinary systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 87(2):121–128.
- Rundel, P. W.; Boonpragob, K. 1995. Dry forests ecosystems in Thailand. In Bullock, SH; Mooney, HA; Medina, E (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. New York, United State of America, Cambridge University Press p. 93-123.
- Saha, S; Howe, HF. 2003. Species composition and fire in a dry deciduous forest. *Ecology* 84(12):3118–3123.
- Saldarriaga, JG; West, DC; Tharp, ML; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76(4):938–958.
- Sánchez, M. 2013. Protocolo de establecimiento y medición de Parcelas Permanentes de Muestreo en bosque natural. Informe para el Observatorio de Ecosistemas forestales de Costa Rica (OEFo-CR). 47 p.
- Sánchez-Azofeifa, GA; Quesada, M; Rodríguez, JP; Nassar, J; Stoner, KE; Castillo, A; Garvin, T; Zent, E; Calvo-Alvarado, JC; Kalacska, M; Fajardo, F; Gamon, JA; Cuevas-Reyes, P. 2005. Research priorities for Neotropical dry forests. *Biotropica* 37(4):477–485.
- Sheil, D. 2001. Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. *Plant Ecology* 155(2):183–199.
- Siegert, F; Ruecker, G; Hinrichs, A; Hoffmann, AA. 2001. Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. *Nature* 414:437–440.
- Stankey, GH; Clark, RN; Bormann, BT. 2005. *Adaptive Management of Natural Resources: Theory, Concepts, and Management Institutions*. Portland, Unites States of America, USDA. 73 p.
- Steininger, M K. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16(5):689–708.
- Stoner, KE; Sánchez-Azofeifa, A. 2009. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management. *Forest Ecology and Management* 258(6):903-906.
- Uhl, C; Buschbacker, R; Serrão, EAS. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76(3):663–681.
- Valerio, J; Salas, C. 1998. Selección de prácticas silviculturales para bosques tropicales. Santa Cruz, Bolivia, Bolfor. 77 p.

- Van Der Pijl, LV. 1982. Principles of dispersal in higher plants. 3th ed. Berlin, Germany, Springer-Verlag.
- Van Nieuwstadt, MGL; Sheil, D. 2005. Drought, fire and tree survival in a Borneo rain forest, East Kalimantan, Indonesia. *Journal of Ecology* 93(1):191–201.
- Vieira, DLM; Scariot, A. 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restoration Ecology* 14(1):11–20
- Villalobos, R.; Ocampo, R (eds). 1997. Productos no maderables del bosque en Centroamérica y el Caribe. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 112 p. (Serie Técnica. Eventos Especiales no. 1). 112 p.
- Woods, CL; DeWalt, SJ. 2013. The conservation values of secondary forest for vascular epiphytes In Central Panama. *Biotropica* 45(1):119-127.
- Woods, K; Elliott, S. 2004. Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. *Journal of Tropical Forest Science* 16(2):248–259.
- Wortley, L; Hero, J-M; Howes, M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21(5):537–543. doi:10.1111/rec.12028



Tema 6

Inventarios forestales para el manejo de bosques naturales latifoliados

Fernando Carrera
(fcarrera@catie.ac.cr)

Inventarios forestales para el manejo de bosques naturales latifoliados

Introducción

Cada vez es más evidente que la mejor forma de conservar los bosques es manejándolos adecuadamente. Para lograrlo se requiere contar con información confiable de la masa forestal y las características del terreno. La técnica que nos permite obtener este tipo de información se conoce como “Inventario Forestal”. Malleux (1982) define a los **inventarios forestales** como un “sistema de recolección y registro cuali-cuantitativo de los árboles y de las características del área sobre la cual se desarrolla el bosque de acuerdo a un objetivo previsto y en base a métodos apropiados y confiables”.

El presente documento tiene por objeto sintetizar en una forma clara y analítica los aspectos más relevantes en la planificación y diseño de un inventario forestal para la elaboración de planes de manejo en bosques tropicales latifoliados. El documento inicia con una clasificación de los diferentes tipos de inventarios forestales y los diseños básicos de muestreo. En lo que respecta a la planificación la discusión se centra en cuatro aspectos clave en el diseño de inventarios forestales: el tamaño y forma de las parcelas o unidades de muestreo, el número de unidades de muestreo y distribución de la muestra tomando en cuenta la propuesta de Dauber (1995).

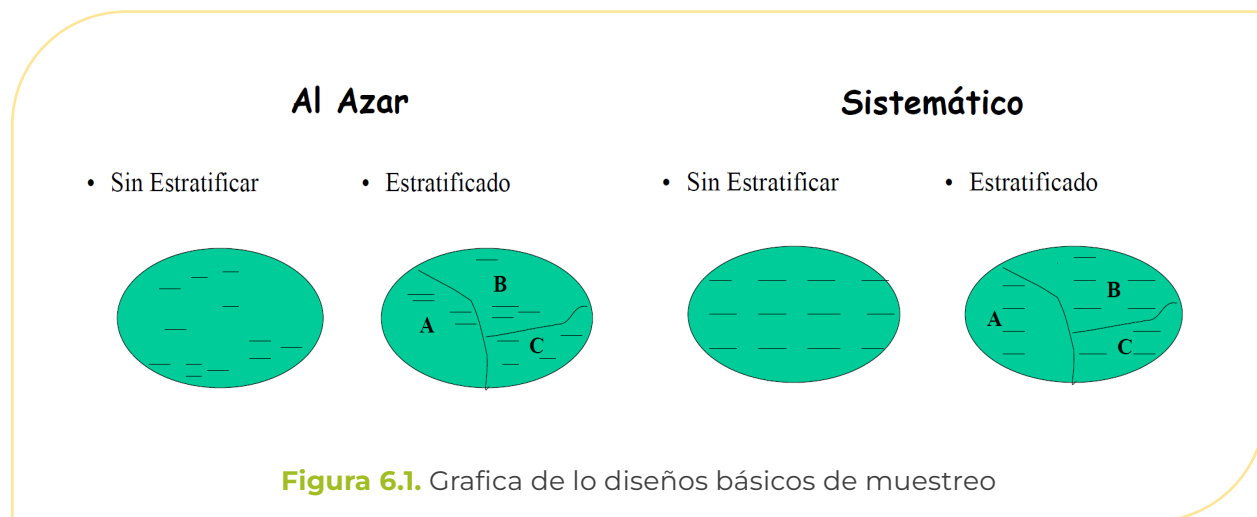
Clasificación de los inventarios forestales

Existen muchas clasificaciones de inventarios forestales. Con fines didácticos vamos a clasificarlos en los siguientes criterios:

Criterio	Tipo
Método estadístico	Cien por ciento (censo)
	Muestreo
Grado de detalle	Reconocimiento
	Inventario exploratorio
	Inventario semi detallado
	Inventario detallado
Objetivo	Evaluación del potencial maderero
	Planificación de la extracción
	Elaboración de un plan de manejo
	Evaluación de la dinámica del bosque
	Definición de la necesidad de aplicación de un tratamiento silvícola

Diseños básicos de muestreo

Los principales diseños utilizados en la ejecución de inventarios forestales son: el muestreo al azar y el sistemático, ambos pueden o no estratificarse (Malleux 1982).



- **Muestreo al azar sin estratificar.** La muestra es tomada directamente de la población de acuerdo a los requisitos de aleatoriedad. Este diseño es, por tanto, una aplicación exacta de las leyes de la probabilidad y sus resultados tienen una alta confiabilidad, son imparciales y consistentes.
- **Muestreo al azar estratificado.** En este diseño, la población se divide en varios estratos o subpoblaciones, cada una de las cuales agrupa a las unidades elementales que tienen un valor semejante. Dentro de cada estrato se realiza un muestreo al azar.
- **Muestreo sistemático sin estratificar.** En los diseños sistemáticos, se elabora en primer lugar el esquema o disposición que van a tener las muestras en la población y luego se escoge al azar una unidad de muestreo de la población y con base en ella, se ubica el resto de las unidades sistemáticamente. La práctica ha demostrado que brinda resultados suficientemente confiables cuando se procesa como si fuera al azar.
- **Muestreo sistemático estratificado.** En los inventarios forestales este tipo de diseño es muy usado debido a las ventajas que proporciona la estratificación y, porque generalmente es necesaria mayor información sobre algunas zonas del bosque, además de la información global.

Planificación de inventarios forestales

Los principales aspectos que se deben tener en cuenta al momento de iniciar la planificación y diseño de un inventario forestal con fines de elaboración de planes de manejo son:

- Definición de objetivos. No basta justificar el inventario en general, es necesario justificar cada uno de los datos que se recogen. En el caso que el objetivo del inventario sea recabar información confiable y al menor costo de las características del área, así como información dasométrica que permita la elaboración del plan de manejo, se requiere la estimación de:
- Descripción y estratificación del área del inventario. Antes de realizar el inventario es necesario obtener una idea bastante precisa del área. Esto se puede lograr mediante revisión de material cartográfico y un reconocimiento del sitio. Es necesario señalar claramente en un mapa las áreas con y sin bosque. Dentro de las primeras se deben diferenciar, cuando sea posible, los bosques de producción y los de protección. Una vez identificadas las áreas de bosque de producción (área efectiva de manejo), éstas deben clasificarse por tipo de bosque o estratos, si es que hay diferencias marcadas que así lo ameriten. Se hace notar que pueden haber casos en que exista un sólo tipo de bosque. En general, no es conveniente diferenciar más de cuatro o cinco estratos ya que su diferencia no sería pronunciada (Dauber, 1995).
- Diseño del inventario. El mejor diseño es aquel que reporta resultados más precisos a un costo más bajo. El diseño sistemático estratificado es el que cumple mejor estas dos condiciones, por lo que se recomienda su uso. En los inventarios forestales la unidad de muestreo es la parcela. Es muy importante definir su tamaño, forma, número y distribución, puesto que tiene mucha influencia sobre la calidad de los resultados y los costos del inventario.

Tamaño de las parcelas

El tamaño de las parcelas o unidades de muestreo en inventarios forestales con fines de elaboración de planes de manejo varía de país en país (CATIE 2002). En Costa Rica por ejemplo esta normado el uso de parcelas de 30x100m (3,000 m²) dado que los bosques son de tamaños pequeños, mientras que países con grandes extensiones de bosques por lo general utilizan parcelas de una hectárea.

Estadísticamente también se puede determinar el tamaño adecuado de parcelas mediante la agregación de áreas, lo que permite obtener distintos tamaños de parcelas y así determinar el área óptima de la unidad muestral. La idea es tener parcelas del menor tamaño posible, que permitan obtener un coeficiente de variación relativamente bajo. Se utiliza el coeficiente de variación ya que este estadístico permite comparar variables cuantitativas expresadas en tamaños diferentes.

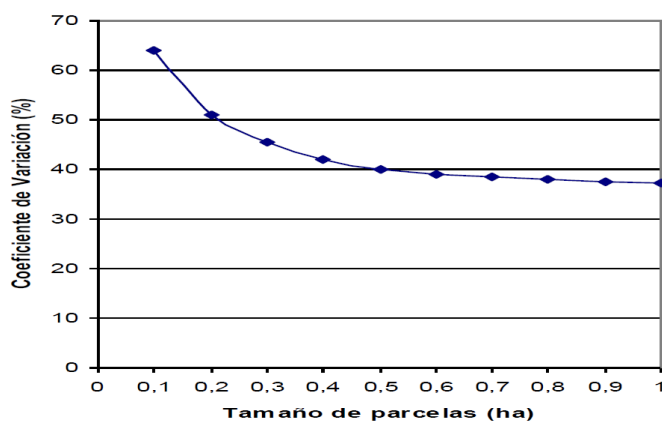


Figura 6.2. Variación del error del coeficiente de variación en relación con el tamaño de las parcelas

Para el ejemplo adjunto parcelas de 0.5 ha muestran un coeficiente de variación relativamente bajo. La gráfica también nos señala que ampliando el tamaño de las parcelas reducimos el coeficiente de variación, pero llega un momento que por más que ampliamos el tamaño de la parcela el coeficiente de variación no cambia sen forma significativa.

Cualquiera que sea el tamaño de la unidad de muestreo escogida, ésta no debe variar en el mismo inventario. En todo caso, hay que tener presente que el tamaño de las unidades de muestreo siempre se refieren al plano horizontal. En terrenos inclinados hay que hacer la corrección de pendiente ya sea por resaltos horizontales o utilizando una tabla de compensación de distancias.

Forma de las parcelas

La decisión de cuál es la forma de la parcela debe basarse en lograr máxima eficiencia y minimizar el sesgo. Según CATIE (2002) lo más utilizado son fajas o parcelas rectangulares de 10 o 20 m de ancho debido a las siguientes razones.

- Baja relación perímetro/área, lo que disminuye la posibilidad de incluir árboles de borde.
- Adecuado control de distancia desde el eje central hasta 10 m.
- Menores costos de instalación.

Parcelas circulares son utilizadas en inventarios en pinares. No se recomienda utilizar parcelas circulares en bosques tropicales de latifoliados. Parcelas cuadradas demandan un mayor tiempo de instalación.

Tamaño de la muestra (número de parcelas)

El tamaño de la muestra es la suma de las áreas de todas las parcelas. Este tiene un límite máximo a partir del cual pierden eficiencia. La fórmula estadística para determinar el número de parcelas es:

$$n = \frac{t^2 (CV)^2}{E_{\%}^2}$$

Nótese que el número de parcelas está en función de la variabilidad del bosque (Coeficiente de Variación) y del error máximo que deseamos.

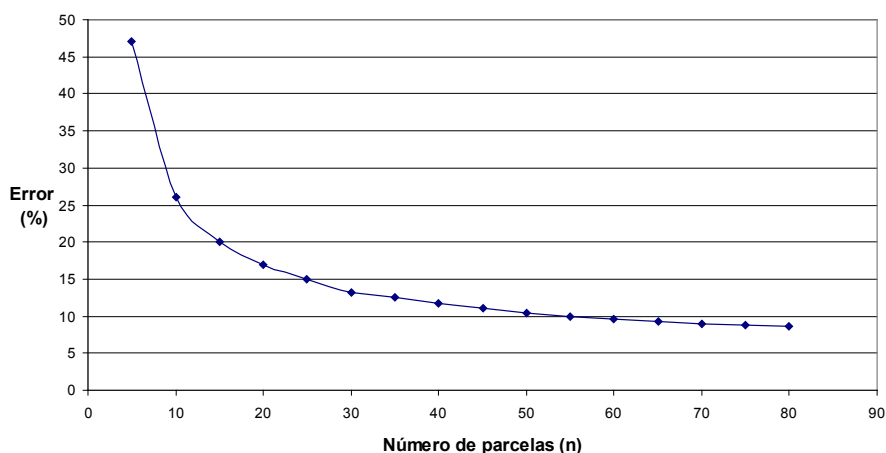


Figura 6.3. Ejemplo de la variación del error de muestreo en relación con el número de parcelas

Como lo expresa la fórmula, para la determinación del número de unidades de muestreo es necesario conocer el coeficiente de variación. Este coeficiente puede determinarse mediante un muestreo piloto o por información de otros inventarios anteriores cercanos al área.

Otra forma de trabajar es utilizando una intensidad de muestreo (i) la cual está definida por la siguiente fórmula:

$$i = \frac{\text{Superficie de la muestra}}{\text{Superficie de la población}} \times 100$$

Distribución de la muestra

Una muestra pequeña bien distribuida es mucho más eficiente que muestras de gran tamaño mal distribuidas. Las fórmulas estadísticas parten del hecho de que las muestras son representativas, lo cual se logra con una buena distribución. Una distribución sistemática estratificada es lo que se recomienda para inventarios con fines de elaboración de planes de manejo.

La propuesta de Dauber

Dauber (1995) hizo una propuesta revolucionaria para el diseño de inventarios forestales para los bosques de Bolivia que rompe con los paradigmas clásicos de los inventarios forestales en bosques latifoliados. La propuesta de Dauber se basa en evaluar siempre 100 parcelas. Según el autor el tamaño de las parcelas de muestreo dependerá del tamaño del bosque a inventariar, pero en todos los casos se deben muestrear 100 parcelas.

Cuadro 6.1. Intensidades mínimas y otros parámetros de muestreo en función de la superficie poblacional (Dauber 1995).

Superficie total de los Estratos	Intensidad Mínima	Superficie Muestreada	Tamaño de las UM
100	8.0	8	0.08
500	2.0	10	0.10
1,000	1.5	15	0.15
2,000	1.2	25	0.25
5,000	0.8	40	0.40
10,000	0.5	50	0.50
15,000	0.35	50	0.50
20,000	0.28	55	0.55
25,000	0.24	60	0.60
30,000	0.22	65	0.65
50,000	0.20	100	1.00
100,000	0.15	150	1.50
200,000	0.10	200	2.00

Nótese que, si bien el número de parcelas se incrementa con respecto a la superficie, la intensidad de muestreo disminuye. El hecho de trabajar con intensidades de muestreo permite simplificar el proceso de diseño y planificación por parte de los responsables en su ejecución y, por otro lado, un mejor control por parte del Estado.

Si por ejemplo se quiere realizar un inventario en un bosque de 5 mil hectáreas se necesitarán 100 parcelas de 0,4 de hectárea es decir 10m x 400m o 20m x 200m. En el caso que la superficie del bosque a inventariar sea de 50 mil hectáreas se necesitarán 100 parcelas de una hectárea y el tamaño de la parcela podría ser de 10m x 1,000m o 20m x 500m.

Uno de los aspectos mas innovadores de la propuesta de Dauber es la distribución de las parcelas. El autor propone que las parcelas deben estar distribuidas sistemáticamente en la superficie a inventariar en líneas de levantamiento paralelas equidistantes (generalmente en dirección este-oeste o norte-sur). Los puntos centrales de las unidades de esta manera estarán distribuidas en forma de una cuadrícula.

$$d = \frac{\sqrt{A}}{\sqrt{n}}$$

La distancia entre los puntos de la cuadrícula se puede calcular según la fórmula:
donde:

d = Distancia entre los puntos centrales (km)

A = Superficie total del bosque a inventariar (Km²)

n = Número de unidades de muestreo

Para reducir las líneas de levantamiento y los costos, se puede aumentar la distancia entre ellas, multiplicando "d" por un factor entre 1 y 1,5, y reducir al mismo tiempo, la distancia entre los puntos centrales de las unidades sobre las líneas, dividiendo "d" con el mismo factor. En todo caso, el trecho sin inventariar entre las unidades de muestreo sobre una línea de levantamiento no debe ser menor al largo de la unidad.

Las distancias entre las líneas de levantamiento y entre los puntos centrales de las unidades sobre las líneas deben ser valores definidos en Km y redondeados al primer decimal. Para entender mejor la distribución de las parcelas de inventario se cita un ejemplo práctico. Supóngase que se desea distribuir 100 parcelas en un bosque de 50 mil hectáreas (500 km²).

De acuerdo con la fórmula:

$$d = \frac{\sqrt{A}}{\sqrt{n}} = \frac{\sqrt{500}}{\sqrt{100}} = 2.2 \text{ km}$$

Para ahorrar costos, se puede aumentar la distancia entre las picadas a 3 km, y reducir la distancia entre las parcelas a lo largo de las picadas a 1,5 km. Es necesario tener en claro que este cálculo solamente es una ayuda para el diseño de muestreo, que su versión final es el resultado de un procedimiento empírico.

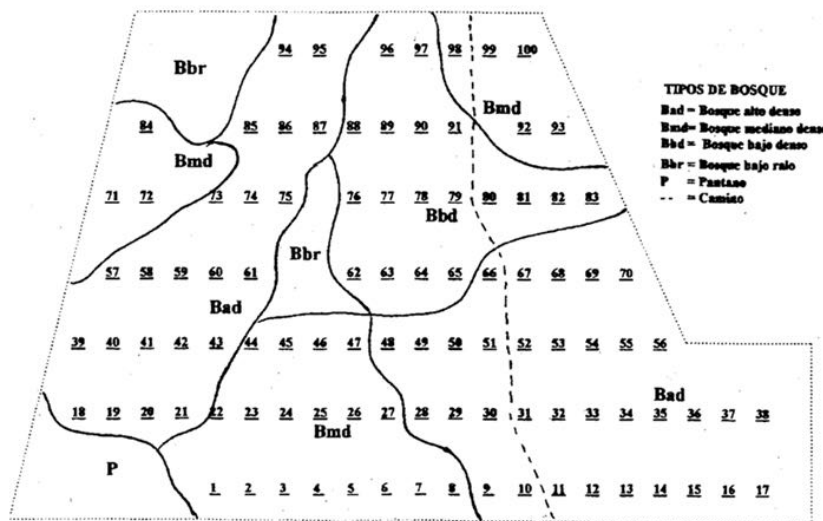


Figura 6.4. Ejemplo de la distribución de parcelas en un inventario sistemático estratificado. Fuente: Dauber (1995)

La ubicación de las unidades de muestreo debe realizarse primero en el mapa, haciendo las modificaciones del caso antes de tomar los datos en el campo. El inconveniente de esta técnica es que la distribución del número de parcelas está en forma proporcional a la superficie del estrato y no con base en su variabilidad.

Análisis sobre el error de muestreo

El error de muestreo relativo se obtiene de la fórmula simplificada:

$$E_{\%} = \frac{t(CV)}{\sqrt{n}}$$

donde: $E_{\%}$ = Error de muestreo relativo

t = t de Student

n = Número de parcelas

En una forma simple podemos decir que el error de muestreo no es otra cosa es el intervalo de confianza expresado en porcentaje. Es decir que el promedio de la población fluctúa en un porcentaje a partir de la media muestral. Este porcentaje de fluctuación es lo que llamamos error relativo de muestreo.

En muchos países se exige que el error de muestreo no sea mayor a un 15 o 20% sobre el volumen total a un 95% de confianza. Para entender mejor que nos dice, y que oculta el error de muestreo, analizaremos un caso real de un inventario real de 5,000 ha en un bosque tropical el cual arrojó los siguientes resultados para todas las especies y para las especies comerciales.

Cuadro 6.2. Resultado de un inventario forestal en un Petén, Guatemala (Stanley 1997).

Parámetro	Todas las especies >25 cm dap	Especies comerciales >25 cm dap
Tamaño de parcela	2ha	2ha
Número de parcelas	26	26
Intensidad de muestreo	1%	1%
Volumen promedio	64.2 m ³ /ha	11.7 m ³ /ha
Coefficiente de variación	36%	67.2%
Límites de confianza	Inf 54.9 m ³ /ha Sup 73.5 m ³ /ha	Inf 8.5 m ³ /ha Sup 14.8 m ³ /ha
Error de muestreo	14.5%	27.1%

Nótese que si la exigencia legal hubiera sido que el error de muestreo debe ser igual o menor al 15% sobre el volumen total los resultados estarían dentro de este rango exigido por ley. No obstante, si dirigimos el análisis a las especies comerciales el error sería mucho mayor. No se trata de bajar el error de muestreo de las especies comerciales sino de tener claro que significa.

Bibliografía

- Carrera, F. 1996. Guía para la planificación de inventarios forestales en la zona de Uso Múltiple de la Reserva Biosfera Maya. Publicación N° 3. Serie Técnica Biosfera Maya. CATIE. Turrialba, C.R.. 36 p
- CATIE. 2002. Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central. Eds Lorena Orozco y Cecilia Brumér. Turrialba. C.R. CATIE. Serie Técnica/Manual Técnico 50. 264 p. Disponible en: http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/2600/Inventarios_forestales_para_bosques_latifoliados.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Dauber, E. 1995. Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento. Santa Cruz, Bolivia, Proyecto BOLFOR. 53p. Disponible en: <file:///C:/Users/Fernando/Downloads/Guia%20Practica%20y%20Teorica%20para%20el%20Diseño%20de%20un%20Inventario%20Forestal.pdf>
- Malleux, J. 1982. Inventarios forestales en bosques tropicales. Lima, Per. Universidad Nacional Agraria "La Molina". 441 p.
- Stanley, S. 1997. Guía para la interpretación de resultados de un inventario forestal. Para concesiones forestales en la Reserva Biósfera Maya, Guatemala. Colección Manejo Forestal en la Reserva Biósfera Maya, Petén Guatemala. Publicación N° 8. Proyecto CATIE/CONAP, Turrialba, C.R. 38p. Disponible en: https://books.google.co.cr/books?id=xykOQAAlAAJ&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false



Tema 7

Prácticas Silvícolas en Bosques Naturales Latifoliados

Fernando Carrera
(fcarrera@catie.ac.cr)

Prácticas Silvícolas en Bosques Naturales Latifoliados

Introducción

Se puede definir las prácticas silviculturales como operaciones que se realizan en el bosque con el fin de inducir la regeneración natural, incrementar el crecimiento de los árboles, aumentar la abundancia y/o mejorar la forma de los árboles, entre otros.

Diversos estudios sobre la dinámica de los bosques han demostrado que la tasa de crecimiento de los árboles de futura cosecha se incrementa con la aplicación de determinados tratamientos silviculturales mediante mejoras en la iluminación que reciben las copas. A pesar de esto, la aplicación de tratamientos silviculturales no es una operación de uso generalizado en el manejo forestal, pues su aplicación se ha restringido solo a escala de investigación.

Un buen manejo forestal no necesariamente implica a aplicación de un determinado tratamiento silvicultural. En la mayoría de los casos es suficiente la aplicación de aprovechamientos de impacto reducido (AIR) y cuidados al bosque para evitar su cambio de uso. La decisión de aplicar algún tipo de tratamiento debe basarse en información del estado del bosque después del aprovechamiento.

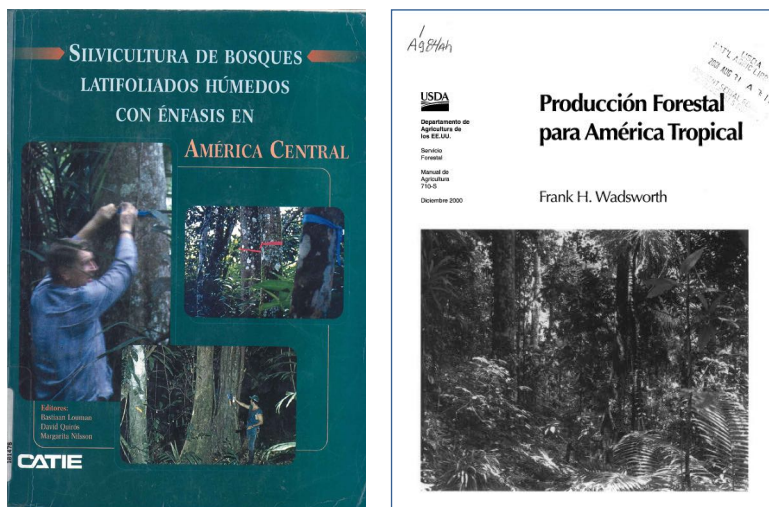


Figura 7.1. Libros de silvicultura y producción forestal

Para los que quieran profundizar en la temática de prácticas silvícolas en bosques naturales tropicales se comiende revisar los documentos Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central y Producción Forestal en América Tropical.

Tratamientos silviculturales

Entre los principales tipos de tratamientos silvícolas se tienen los siguientes:

Aprovechamiento de impacto reducido (AIR)

Un AIR es considerado muchas veces como el primer y más importante tratamiento silvicultural destinado al manejo de un bosque natural. La cosecha de árboles maduros con fines comerciales abre el dosel y disminuye la competencia por sitio al reducir el área basal. No obstante, es importante tener en cuenta que las aperturas que se

generan durante el aprovechamiento dependen de la ubicación de los árboles a extraer y no de la presencia de árboles que queremos favorecer. Es por esta razón que algunos forestales no consideran al AIR como tratamiento silvícola.

Sea o no considerado el AIR como tratamiento, estos deben ser cuidadosamente planificados y con un buen control de las operaciones, lo cual se traduce en menores costos de operación y menor daño al bosque remanente. Las operaciones propias de un AIR son básicamente un censo comercial, el trazo y construcción de la red vial, tala dirigida, arrastre y transporte controlado, y otros detalles propios de la ejecución, así como medidas post-aprovechamiento, como clausura de vías, limpieza de cursos de agua, mejora de infraestructura (alcantarillas, puentes), recolección de desechos inorgánicos.

El aprovechamiento tradicional o convencional, es decir aquel que se realiza sin mayor planificación y control de las actividades, en muchas oportunidades produce resultados negativos dando como resultado una destrucción considerable de la masa boscosa, suelo y fuentes de agua.

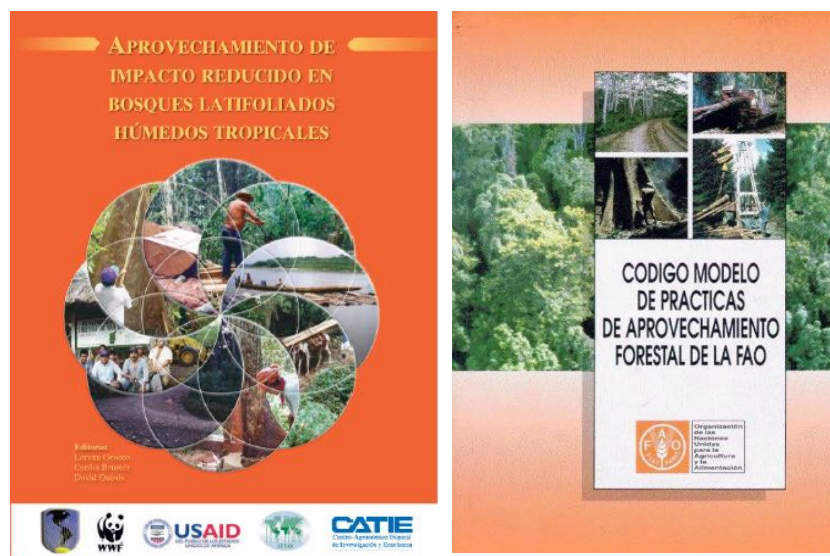


Figura 7.2. Libros de aprovechamiento de impacto reducido

Se recomienda revisar los textos: Aprovechamiento de impacto reducido en bosques latifoliados húmedos tropicales y el documento Código modelo de prácticas de aprovechamiento forestal de la FAO.

Liberación

El tratamiento de liberación consiste, en primera instancia, en eliminar la vegetación que impide a los árboles de futura cosecha recibir una iluminación adecuada para potencializar su crecimiento (Hutchinson 1993). También se aplica liberación cuando los árboles están muy juntos, lo cual obviamente crea competencia por espacio y nutrientes. El tratamiento se dirige específicamente a cada árbol seleccionado para la futura cosecha, y se eliminan los árboles circundantes inmaduros que compiten, generalmente a partir de 10 cm dap hasta el diámetro mínimo de corta.

La liberación busca favorecer a aquellos individuos prometedores como productores de madera, pero que se encuentran en una situación de competencia desfavorable. Por lo general, la posición en desventaja de un árbol se determina observando la luz

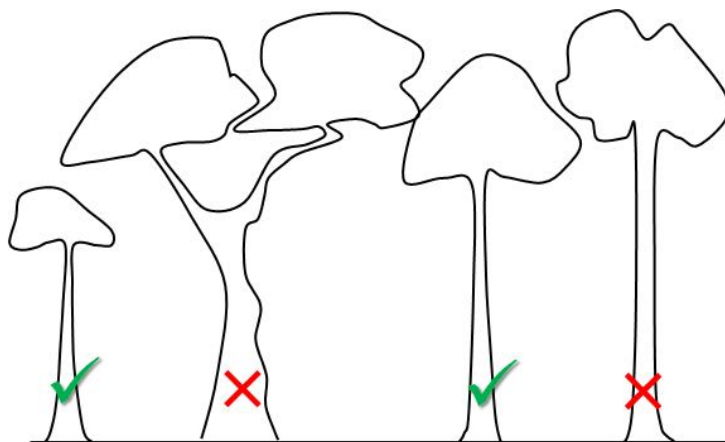


Figura 7.3. Tratamiento de liberación

que recibe la copa; puede ser que esté a la sombra de otro árbol, o que las copas de otros árboles compiten por la luz.

Una manera práctica de valorar la luz que reciben la copa de los árboles es a través de código visual propuesto por Dawkin (1958).

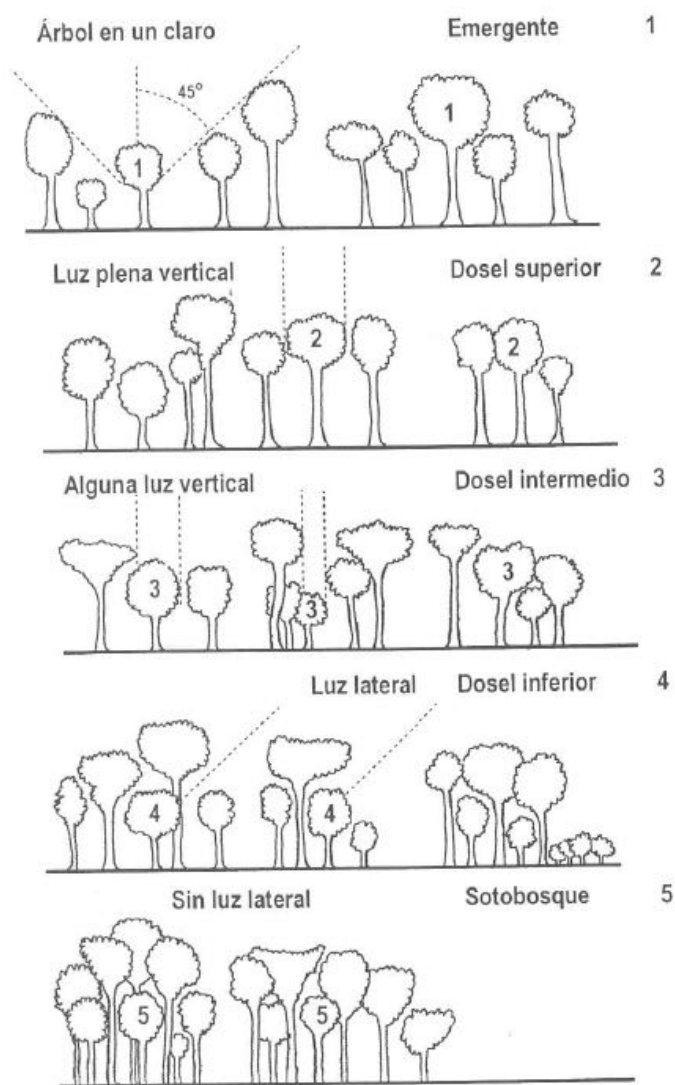


Figura 7.4. Iluminación de la copa (Dawkin, 1958)

Con observaciones de este tipo, se obtiene una idea de las condiciones y necesidades de mejorar la iluminación. A partir de allí, mediante el tratamiento de liberación se procura poner a la disposición de los árboles seleccionados la mayor cantidad del recurso luz. Las clases de iluminación 3, 4 y 5, según Hutchinson (1992), indican la necesidad de abrir el dosel para eliminar la competencia. Indirectamente el tratamiento favorece también la disponibilidad de agua, nutrimentos y espacio; esta ventaja se expresará en un mayor incremento de sus dimensiones.

Según Hutchinson (1994), se puede permitir la competencia entre árboles inmaduros seleccionados mientras la distancia entre ellos no sea menor de dos metros; si es del caso, se eliminará el árbol de calidad más pobre.

Refinamiento

El refinamiento consiste en eliminar los árboles catalogados como no deseables a partir de un diámetro determinado (Hutchinson 1993). Este tratamiento es fácil de implementar puesto que se trabaja con base en una lista de especies, sin importar su ubicación respecto de los otros árboles (deseables o no) que conforman el rodal.

El sistema en CELOS en Surinam aplicó el refinamiento a partir de 20 y 40 cm dap en bosque secundario y primario, respectivamente (De Graaf 1986). Si el tratamiento se aplica tal y como lo definen las reglas podría ser riesgoso, si hay una intensidad alta de árboles no deseados a partir del diámetro predefinido, ya que resultarían demasiadas aperturas además de altos costos de aplicación. No obstante, como respuesta se incrementa el crecimiento de los árboles deseables, debido a la disminución de la competencia y al paso del ecosistema a una fase dinámica, principalmente por la entrada de luz y creación de sitios para la regeneración.

Si el refinamiento se aplica sobre los 40 cm de diámetro, las aperturas son más irregulares y la respuesta en el crecimiento es menor, pero a la vez se corre menos riesgo

de invasión de pioneras. Es decir, es menos probable que el desarrollo del bosque retroceda a las primeras fases de sucesión. En Surinam se aplicó a nivel experimental un refinamiento drástico y bastante más caro. Este refinamiento se ha denominado 40/20-10, y consiste en la eliminación de los árboles indeseables arriba de 20 cm de diámetro ubicados en un radio de 10 m alrededor de un árbol deseable de más de 20 cm. Además, se elimina todo árbol indeseable de más de 40 cm de diámetro que se encuentre fuera de los 10 m de radio del árbol deseable (Graff 1986).

Según Hutchinson (1992), el refinamiento no reconoce los efectos positivos que la presencia de especies no deseables tiene en la autopoda y el crecimiento en altura de las especies deseables. Sin embargo, definir bien qué medidas se deben tomar, tales como especies por refinar, diámetro de refinamiento y áreas donde se aplicará, son determinantes en el éxito del tratamiento. Siempre es importante y conveniente hacer un buen análisis ecológico de la estructura del bosque, pues la eliminación nunca debe amenazar la supervivencia de una especie. En la actualidad este tipo de tratamiento es criticado debido a los efectos que implica la reducción en la biodiversidad florística.

Mejora

Según Hutchinson este tratamiento consiste en la eliminación de todos los individuos mayores al diámetro mínimo de corta y su aplicación es recomendable en bosques secundarios (Hutchinson 1994). Si la especie tiene valor comercial es aprovechado, caso contrario es eliminado y dejado en el sitio. La idea de este tratamiento es reducir la competencia en términos de área basal dándole relativa uniformidad en tamaño y edad al bosque a manejar. Hutchinson (1993) aplicó este tratamiento en el bosque secundario de Perez Zeledón en Costa Rica cortando todos los árboles mayores a 50 cm dap para después aplicar un tratamiento de liberación.

Este tratamiento sin duda mejora la iluminación que reciben las copas de los árboles residuales al eliminar los árboles del dosel superior, por lo que si se complementa con el tratamiento de liberación, se activa la dinámica del bosque.

Saneamiento

Este tratamiento es similar al tratamiento de mejora y consiste en la eliminación de los individuos sobremaduros, deformados, dañados o con problemas fitosanitarios, a partir de un diámetro pre-establecido (CATIE 2001). Su prescripción se basa en muestreos silviculturales (muestreos para conocer el estado silvicultural y decidir si hay o no necesidad de aplicar tratamientos silviculturales), específicamente en el muestreo de remanencia que evalúa los individuos que presentan las dimensiones previamente fijadas (generalmente más de 50 cm dap).

Durante la aplicación de este tipo de tratamiento hay que tener en cuenta el interés de dejar árboles de especies de importancia ecológica, tales como hospederos y fuentes de alimento para aves, murciélagos y otros animales, los cuales son importantes, o claves, en la diseminación de semillas y formaciones faunísticas en general.

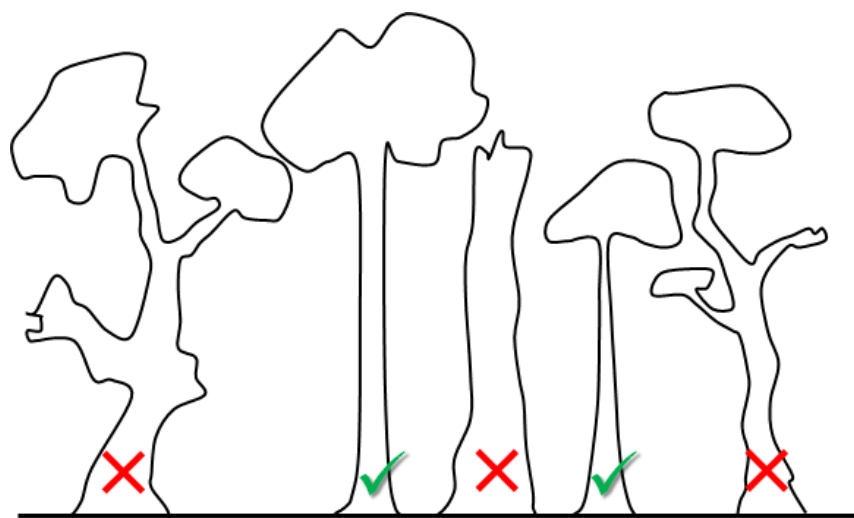


Figura 7.5. Tratamiento de saneamiento

Corta de lianas

La corta de lianas solo debe realizarse cuando estas constituyen un problema para el manejo del bosque. Las lianas son marcadamente heliófitas por lo que su corta abre el dosel, favorece la diseminación de semillas y reduce los daños durante el aprovechamiento además de evitar la apertura de grandes claros, producto de la caída de árboles atados al árbol cosechado. No obstante, las lianas cumplen un papel importante en las funciones naturales, como la dinámica y alimentación de animales silvestres (Putz et al. 2008). Además, es importante señalar que algunas lianas, al ser eliminadas, se pueden aprovechar para la construcción de artesanías o instrumentos de uso familiar.

Por lo general, las lianas se cortan con hacha, machete o motosierra; se debe cuidar de no dañar la albura de los árboles de especies deseables. Lo ideal es cortarlas a nivel del suelo (tratando de eliminar la mayor parte a nivel de superficie) y hacer otros cortes más arriba, a la altura máxima que el operador alcance. Muchas veces es ventajoso desprenderlas después de cortarlas.

Corta del dosel medio (dosel protector)

La corta del dosel medio se da para inducir la instalación de regeneración natural bajo cubierta protectora o dosel protector. La idea es cortar la vegetación no deseable entre 10 y 40 cm dap para mejorar las condiciones de luminosidad en el sotobosque. Su aplicación también es útil cuando se estanca el crecimiento de la regeneración natural. La eliminación gradual ayuda a controlar la competencia y evita la invasión de enredaderas y malezas, que al establecerse encarecen los costos del manejo. La corta del dosel medio fue el aplicado en el Sistema Bajo Dosel Protector de Trinidad y para inducir la regeneración natural en el manejo de tornillo (*Cedrelinga catenaeformis*) en la Estación Experimental Alexander von Humboldt en Perú con excelentes resultados (Carrera 1987).

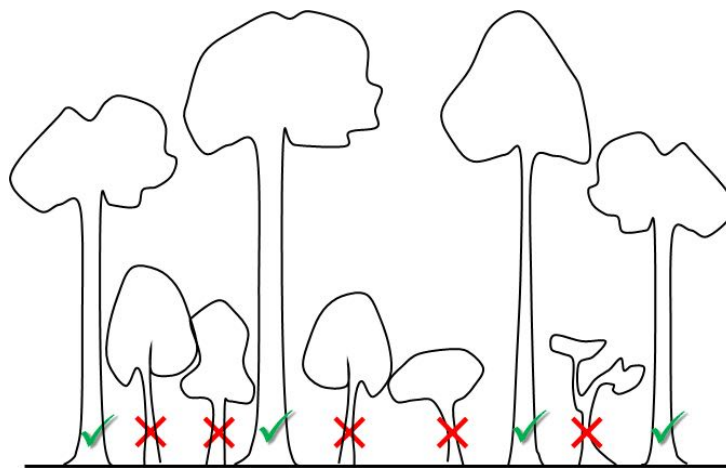


Figura 7.6. Corte dosel medio

Tratamientos al suelo

Los tratamientos al suelo no son comunes en la práctica silvícola en bosques naturales latifoliados pero si en el manejo de pinares. Entre los tratamientos más utilizados se encuentran:

- a. **Remoción.** Esta operación se realiza alrededor de árboles semilleros para garantizar que las radículas de las semillas lleguen al suelo y no queden en la hojarasca; así se garantiza la supervivencia (abundancia) de la regeneración natural. La remoción del suelo por medios mecánicos es de alto costo, por lo que muchas veces se prefiere aplicar quemas controladas.
- b. **Quemas controladas.** Este es un tratamiento muy aplicado en el manejo de pinos y su objetivo principal es reducir la cantidad de combustible acumulado por la hojarasca y así evitar grandes incendios.

Plantaciones de enriquecimiento

Este tratamiento ha sido empleado en varios países de la región tropical, pero con resultados poco halagüeños en bosques primarios intervenidos (Carrera 1986). Existen muchas modalidades de plantaciones de enriquecimiento; entre estas tenemos las plantaciones en fajas, en vías de arrastre, en claros o bajo dosel.

- a. Plantaciones en fajas.** Consiste en la apertura de callejones de ancho variable (3, 5, 10 m), en dirección este-oeste para captar la mayor iluminación posible. Allí se plantan, espaciadamente, especies de mediano a rápido crecimiento y alto valor comercial. En la práctica son pocas las especies que cumplen con estos requisitos; por ejemplo, los géneros *Cedrela* y *Swietenia* han sido presa fácil de *Hypsipyla grandella* (palomilla, barrenador), y no existe hasta la fecha un método económico para su control. Las plantaciones en fajas ha sido el método favorito en muchos países; sin embargo, se ha ido abandonando por los elevados costos de instalación y mantenimiento, bajo crecimiento y alta mortalidad de las especies plantadas. El crecimiento relativamente bajo y la elevada mortalidad se deben al cierre del dosel superior, que forma verdaderos túneles, y la caída repetida de árboles sobre las fajas.
- b. Plantaciones en vías de arrastre y patios de acopio.** En muchos casos se ha intentado plantar en las vías abiertas por los tractores durante la extracción, así como en los patios de acopio. Sin embargo, los resultados han sido poco alentadores debido a la baja luminosidad en las vías de arrastre, y en algunos casos, al alto grado de compactación de los suelos.
- c. Plantaciones en claros.** En varios ensayos se ha probado reforestar con especies valiosas en claros naturales o provocados por la tala de árboles durante el aprovechamiento. Esta forma de plantación dificulta el mantenimiento debido a la distribución aleatoria de los claros, lo que aunado a la rápida cobertura del espacio especies invasoras dificultan la operación.

d. Plantaciones bajo dosel. Consiste en la corta del sotobosque y la instalación de la plantación bajo la cobertura de las copas. Si bien los costos de instalación y mantenimiento son reducidos, el crecimiento es lento. En la familia *Meliaceae*, mediante este método se ha podido frenar la intensidad del ataque de *Hypsipyla* y reducir los costos de mantenimiento, pero los lentos crecimientos no justifican su aplicación en forma extensiva.

En términos generales las plantaciones de enriquecimiento no han cumplido con la factibilidad técnica deseada en bosques primarios con doseles altos. Se argumenta que el éxito depende de la selección de las especies adecuadas para las características de sitio y de los cuidados silviculturales oportunos (desyerba, corta de trepadoras, apertura del dosel). No obstante, el costo es elevado y la sobrevivencia y los incrementos han sido menores de lo esperado.

Conclusiones

- El aprovechamiento de Impacto Reducido (AIR) es el principal tratamiento y a veces el único que se aplica en forma extensiva en bosques latifoliados.
- Existe la creencia errónea de que si no se aplica algún tratamiento silvícola después del AIR no se está manejando el bosque.
- La aplicación de tratamiento silvícolas como liberación o enriquecimiento ha demostrado su efectividad principalmente en bosques secundarios.

Bibliografía

- Carrera, F. 1986. Conceptos Básicos de silvicultura tropical. In: Seminario Taller Transferencia de Tecnología Forestal en el Ámbito de los Proyectos Especiales de Selva (2-6 sep 1986) Avances de la silvicultura en la Amazonia peruana. Pucallpa, Perú. Instituto Nacional de Desarrollo. Proyecto APODESA. Documento de trabajo N° 11. p 80-88.
- Carrera, F. 1987. Experiencias y resultados de las plantaciones forestales en la Zona Forestal Alexander von Humboldt. Pucallpa, Perú. Proyecto de Capacitación y Divulgación Forestal. INFOR/COTESU. Documento de trabajo N° 5. 79 p.
- CATIE. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Louman, B; Quirós, D; Nilsson, M. eds.. CATIE. Serie Técnica. Manual Técnico no. 46. 263 p.
- CATIE. 2006.. Aprovechamiento de impacto reducido en bosques latifoliados húmedos tropicales. Orozco, L; Brumér, C; Quirós, D. eds.. Serie Técnica. Manual Técnico no. 63 CATIE. Costa Rica. 442 p.
- Dawkins, HC. 1958. The management of natural tropical high forest with special reference to Uganda. Oxford, England, University of Oxford.
- Graaf, NR. De. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Holanda, Wageningen Agricultural University. 250 p.
- Hutchinson, ID. 1992. Planificación para la silvicultura y el manejo de bosques naturales. Documento preparado para V Curso Intensivo Internacional de Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales Tropicales. CATIE, Turrialba, C. R. 1 de marzo al 7 de abril. 55 p.
- Hutchinson, ID. 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del Trópico Húmedo. Turrialba, Costa Rica, CATIE. (Serie técnica. Informe técnico N° 204).
- Hutchinson, ID. 1993. Silvicultura y manejo en un bosque secundario tropical: caso Pérez Zeledón, Costa Rica. Revista Forestal Centroamericana 2:13-18.
- Hutchinson, ID. 1994. Técnicas silviculturales en bosques naturales tropicales. Notas de clase del Curso Intensivo Internacional de Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales Tropicales. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 23 p.
- Putz FE; Sist, P; Fredericksen, T; Dykstra, D. 2008. Reduced impact logging: challenges and opportunities. Forest Ecology and Management 256: 1427-1433
- Serrano JJ, Delgado, D, Morales, JP. 2021. Silvicultura de bosques secundarios y de bosques degradados: las intervenciones silvícolas para su manejo en Centroamérica. Serie técnica. Manual técnico no. 149. CATIE. Turrialba. Costa Rica. 57 p.
- Wadsworth, FH. 2000. Producción forestal para América Tropical. Washington, United States of America, USDA Forest Service. 603 p.



Tema 8

Manejo de Productos Forestales No Maderables

Roger Villalobos
(rvillalo@catie.ac.cr)

Manejo de Productos Forestales No Maderables

En la imagen de la carátula de este tema se puede observar un estante en un mercado de Iquitos, en la Amazonía de Perú, donde existe una gran tradición de aprovechamiento de productos silvestres. Se trata de una imagen que evidencia varios de los retos que tiene el hacer del aprovechamiento de productos forestales no maderables (PFNM) una ruta de valorización del bosque y al mismo tiempo de desarrollo de cadenas de producción y de valor que contribuyan al desarrollo local. La imagen refleja la informalidad en la que se da el comercio de muchos de estos productos, el poco valor agregado que se les asigna, la falta de controles de calidad o de seguridad, la falta de información técnica fidedigna sobre sus propiedades, todo lo cual implica que no hay registros confiables de su relevancia económica ni aporte fiscal de su comercio.



Figura 8.1 Procesamiento de nueces de la almendra chiquitana, Departamento de Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Pese a lo mucho que se ha estudiado la riqueza etnobotánica, etnozoológica y cultural de este tipo de recursos, sus posibles aportes a la alimentación, la salud o la cultura, para que los productos forestales no maderables puedan alcanzar mercados más exigentes, con mayor poder adquisitivo y estabilidad y contribuir al desarrollo económico local y nacional, es necesario formalizar los mercados, definir estándares productivos y de calidad, garantizar la rigurosidad técnica en la información proporcionada al consumidor y respaldar sus intereses.

La figura 8.1, donde alguien extrae nueces de la denominada almendra chiquitana (*Dipterix alata*) es otra ilustración de algunas tendencias históricas vinculadas al aprovechamiento de PFM, tales como: la falta de rigurosidad, de controles técnicos de la calidad, la sanidad y la seguridad de las personas involucradas en su procesamiento. También ilustra una situación particular de este tipo de productos, que puede verse como reto u oportunidad, los recursos no maderables suelen involucrar una participación mucho mayor de las mujeres, jóvenes y personas menores en su cosecha y aprovechamiento, en comparación con la madera. Lo ideal es que esta participación pueda traducirse en oportunidades de desarrollo y empoderamiento económico, y trascender la tendencia histórica de un vínculo perverso con pobreza extrema, explotación y trabajo infantil.

Además de la necesidad de que el aprovechamiento de los bosques naturales se realice mediante procesos efectivos financieramente viables que den valor al ecosistema, el mismo debe constituir una ruta para el desarrollo de las personas y comunidades involucradas, y las imágenes que lleguen a los mercados, sobre el uso y procesamiento de sus productos, deben también reflejar condiciones adecuadas y modernas de trabajo en beneficio de la seguridad, la salud y el desarrollo de quienes participan de la cadena productiva y de los consumidores finales, lo cual no es tan evidente en imágenes como la figura 8.2.



Figura 8.2. Procesamiento artesanal de la almendra chiquitana en Bolivia

La figura 8.3 muestra enfoques más recientes de promoción de la almendra chiquitana, donde se brinda una imagen atractiva del producto, y además información no solo sobre sus características nutricionales, sino sobre los beneficios sociales y ambientales relacionados con los nuevos enfoques de su cadena productiva.

La figura 8.4 ilustra como el aprovechamiento de los bienes del bosque, a diferencia de los valores no extractivos como los servicios ecosistémicos, tiene un vínculo más claro con los mercados, y constituye una oportunidad clave para darle valor al bosque y hacer viable su conservación e inserción en las estrategias de vida de las personas que tienen la posibilidad de conservarlo.

No puede negarse que la madera será en la gran mayoría de los casos, la alternativa más efectiva para darle valor al bosque. Tiene la ventaja de que puede integrar en cadenas productivas comunes a diversidad de especies maderables; los mercados, aun con sus imperfecciones, suelen estar más desarrollados y mejor caracterizados; las normas y requisitos para su aprovechamiento legal suelen estar ya definidos y es un recurso con posibilidades de aprovechamiento en la mayoría de los bosques.



Figura 8.3. Promoción de la almendra chiquitana de Bolivia ante los consumidores

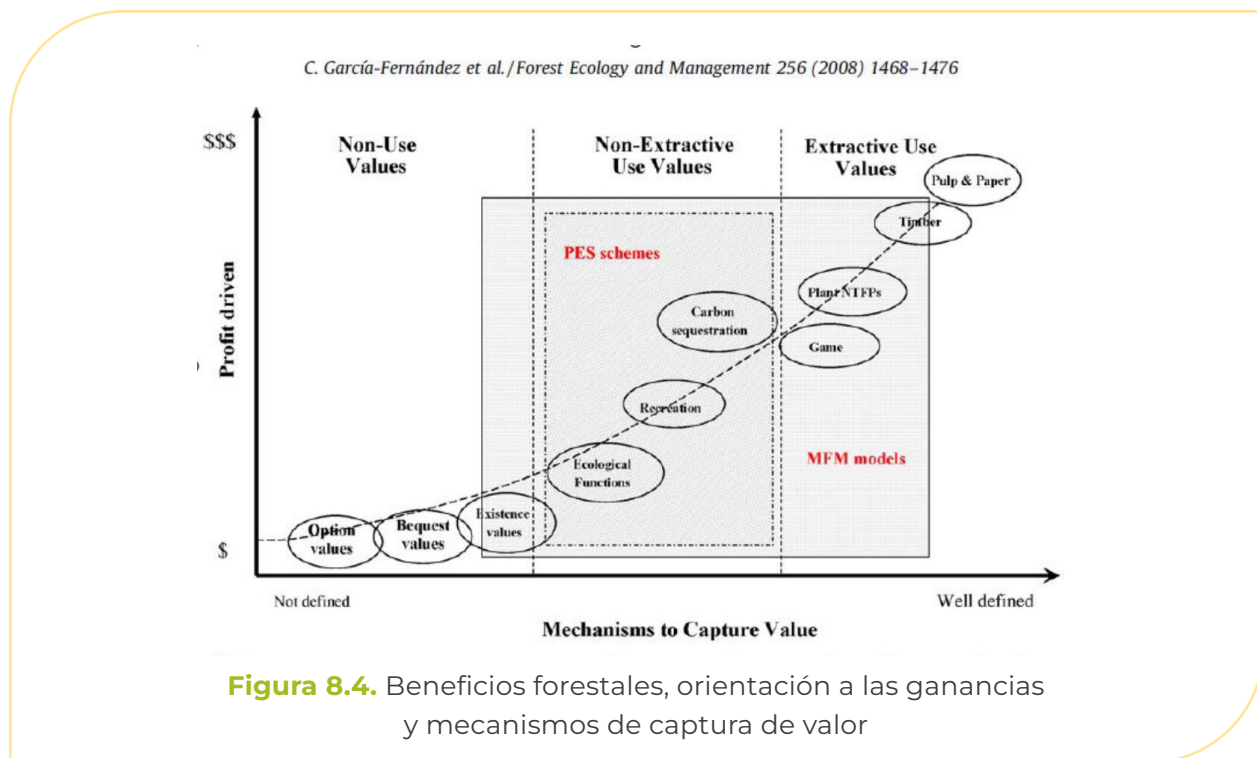


Figura 8.4. Beneficios forestales, orientación a las ganancias y mecanismos de captura de valor

Los PFMN constituyen un universo complejo. Existen miles de estos productos en los bosques de la región, pero la gran mayoría de ellos solo se comercializan a escalas muy pequeñas en mercados locales o vinculados a tradiciones o culturas particulares. La presencia de cada una de las especies generadoras de productos no maderables puede variar ampliamente en función de condiciones micro ambientales (clima, topografía, suelos) y en algunos casos la abundancia de las especies de interés es baja, o aparecen de forma errática dispersas en grandes distancias.

El potencial para generar ganancias significativas con el aprovechamiento y venta de estos recursos es también muy variado, a pesar de que, como se dijo antes, cuando hay una tradición asentada de aprovechamiento de alguno de estos recursos, o mercados bien establecidos, su relevancia social puede ser muy significativa, dada la participación de jóvenes y mujeres en las diferentes etapas de la cadena productiva. El reto en gran medida es evolucionar desde lo que fuera la tendencia histórica en muchos casos, de cadenas productivas con mínimas ganancias para quien colectan el producto o administran el bosque, y que en algunos casos se han hecho viables precisamente por los muy bajos costos que afrontan los intermediarios para llevar los productos a los procesadores u otras etapas de consumo, a cadenas productivas o de valor donde las personas que hacen la colecta en el bosque o el manejo del recurso en el bosque puedan recibir un precio adecuado para compensar su nivel de esfuerzo y sus compromisos legales, equivalente al menos a un salario mínimo legal y deseablemente a mejores ingresos. Lo deseable es desarrollar cadenas de valor capaces de contribuir al desarrollo pleno e integral de las personas involucradas en cada etapa de las mismas.

Las figuras 8.5. y 8.6 ilustran como en algunos casos se han llegado a desarrollar productos de mercado a partir de recursos no maderables, de muy alto valor, por parte de empresas con grandes capacidades tecnológicas para la elaboración de productos bien presentados, con un mercadeo agresivo y con información de interés, muchas veces sustentada en investigaciones rigurosas, sobre las propiedades de los productos ofrecidos. De alguna forma este es un modelo que debe inspirar la visión de desarrollo de muchos productos no maderables. La figura 8.7 muestra a manera de ejemplo que todo producto tiene el potencial de evolucionar hacia presentaciones más atractivas y competitivas en los mercados.



Empresa
Natura encoge sus ventas un 9,5% y entra en pérdidas en 2022

El grupo brasileño de cosmética, dueño de The Body Shop, Aesop y Avon, ha cerrado 2022 con unas ventas de 6.482,7 millones de euros, frente a la cifra de negocio de 7.253,2 millones de euros de 2021. El grupo ha registrado números rojos de 309,8 millones de euros.

<https://www.modaes.com/empresa/>

Figura 8.5. Productos originados en recursos silvestres presentes en mercados de gran volumen financiero



ACEITE DE COPAIBA
 ★★★★★ (No hay valoraciones aún.)

\$8

La resina de copaiba ha sido utilizada por la población indígena durante siglos, se conoce como «aceite de vida» por todas las vidas que ha salvado en la selva amazónica. Es ampliamente utilizada en la medicina tradicional amazónica, debido a su amplia gama de propiedades farmacológicas, entre las que destacan sus cualidades antimicrobianas, antiinflamatorias y emolientes.

Este no es aceite esencial de copaiba, una mezcla o un extracto. Es la resina pura del árbol, triple filtrada.

▼ INFORMACIÓN ADICIONAL

Peso bruto 52g



Yuraq – Aceite De Andiroba X 30 Ml.
s/ 45.00

PRODUCTO: Aceite de Carapa guaiianensis x 30 mililitros
 PRESENTACION: Envase vidrio ámbar con tapón – gotera, sellado y etiquetado
 PROPIEDADES: Emoliente (suavizante), cicatrizante, antiséptico y estimulante de la circulación. Recomendado para masajes por sus propiedades desinfectantes y analgésicas.
 COMPONENTES ACTIVOS: Vitaminas A, B, C y E. Minerales y taninos.
 USO TRADICIONAL: Reparación de la piel dañada, repelente natural, desinfectante para golpes, dolores articulares y musculares.
 MODO DE USO: Aplicación directa en la piel con masajes circulares.
 ORIGEN: Distrito Andoas, Provincia Datem del Mórmon Río Urubá (Loreto – Perú)

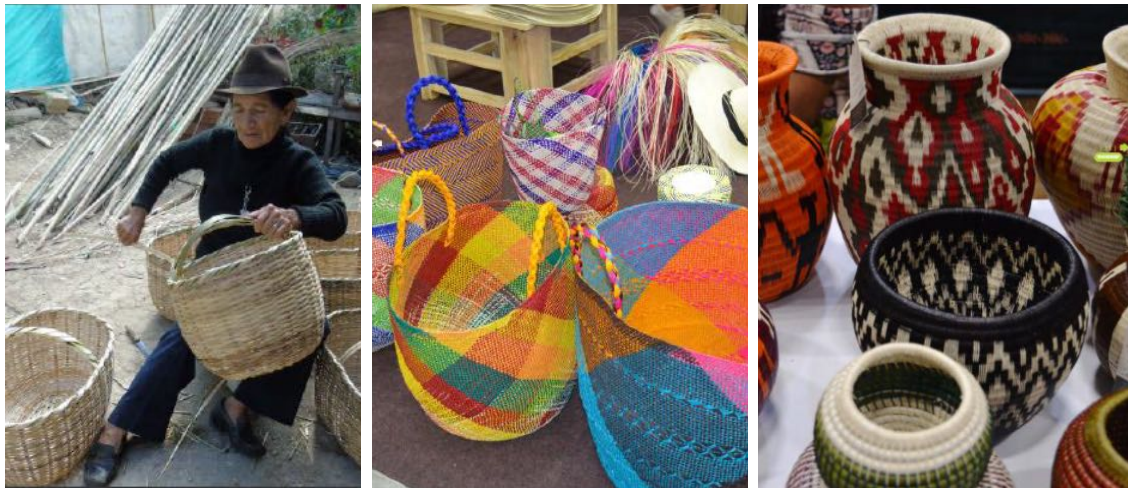
Figura 8.6. Productos forestales no maderables de venta en el mercado

La figura 8.5, sin embargo, también deja ver que la lucha por mantenerse vigente en tales mercados es constante, y sujeta a los cambios en muchas variables. Natura, compañía brasileña mencionada en la figura, se ha considerado un caso emblemático de desarrollo empresarial basado en el aprovechamiento de productos naturales, muchas veces de origen forestal o silvestre, sin embargo, afronta como toda empresa los altibajos de los mercados, condiciones de la economía internacional y la feroz competencia de productos alternativos.

No siempre hay plena claridad, cuando una empresa que procesa y da valor a nuevos productos, crece y se posiciona en los mercados, sobre hasta qué punto los beneficios generados se traducen en un manejo sostenible del recurso natural y en bienestar para las familias colectoras o manejadoras del recurso, de ahí que en ocasiones, estrategias como la certificación ayudan a brindar este tipo de indicios al consumidor, ya sea que se trate de certificaciones de manejo sostenible, de comercio justo o de producción libre de insumos contaminantes.

La producción forestal, tanto maderable como no maderable, en el contexto de una comunidad o grupo gestor del bosque, suele ser un componente entre otros de las estrategias de vida de las familias. Lo típico es que la mayoría de las familias perciba ingresos adicionales a la actividad forestal de fuentes diversas como actividades agropecuarias, del sector de servicios u otras fuentes de empleo como las industrias, pero en la mayoría de los casos solo una porción de las personas tendrá en la actividad forestal algo que ocupe el 100% de su tiempo. Esta diversidad de fuentes de ingreso puede contribuir a la resiliencia económica de las comunidades.

A lo largo de la historia, en países como los Latinoamericanos ha predominado una clara falta de información sobre los volúmenes y valores de los productos no maderables comercializados desde sus bosques, dada la informalidad de las cadenas productivas, el cuadro 8.1. ilustra, en contraposición, como algunos países de regiones con mejores sistemas de captura de la información cuentan con más datos de los montos que se mueven en los mercados de estos productos. Ahora bien, datos tan generales como



https://www.researchgate.net/profile/Rene-Lopez-Camacho-2/publication/344954007_LibroPFNM

Figura 8.8. Artesanías elaboradas con productos forestales no maderables

valor de extracción por hectárea a nivel nacional, nos dan más una idea muy general de la cantidad de información disponible, que de la relevancia real de los PFNM para una u otra región. Un PFNM será relevante en una zona particular en la medida que los ecosistemas locales ofrezcan una abundancia alta de la especie y donde existen las condiciones culturales, sociales y de mercado que hacen viable su aprovechamiento significativo.

A diferencia del cuadro 8.1, la figura 8.9 lo que nos muestra es la relevancia que muchas veces tienen los PFNM en zonas muy rurales o con poco desarrollo económico, donde no necesariamente mueven grandes cantidades de dinero, pero sí son parte significativa de las estrategias de vida de las familias.

Cuadro 8.1. Diez principales países por valor de la extracción de PFNM por hectáreas en 2010.

	Pais	Valor de la extracción de PFNM (USD/ha)
1.	República de Corea	169
2.	Portugal	124
3.	República Checa	101
4.	Túnez	98
5.	China	50
6.	Lettonia	44
7.	Austria	43
8.	Polonia	42
9.	India	35
10.	España	34

Fuente: FAO (FRA 2015)

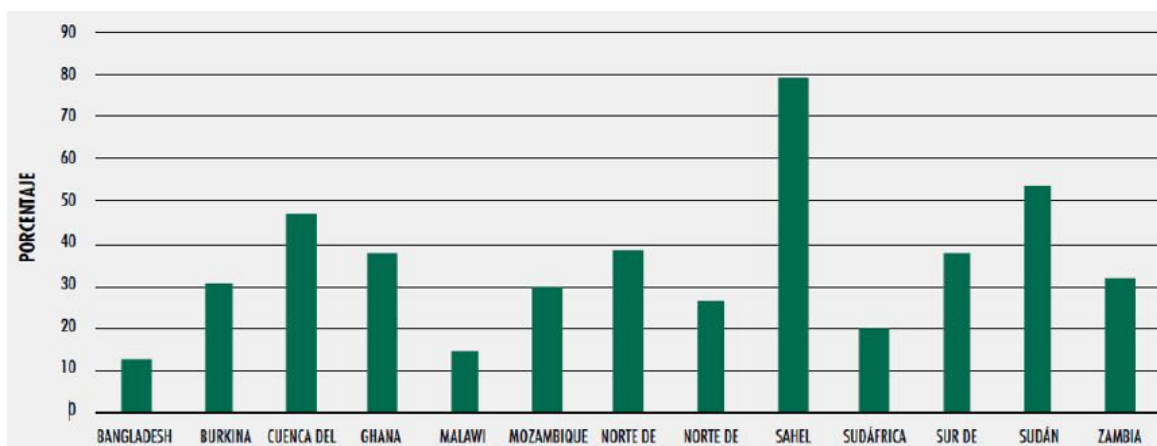
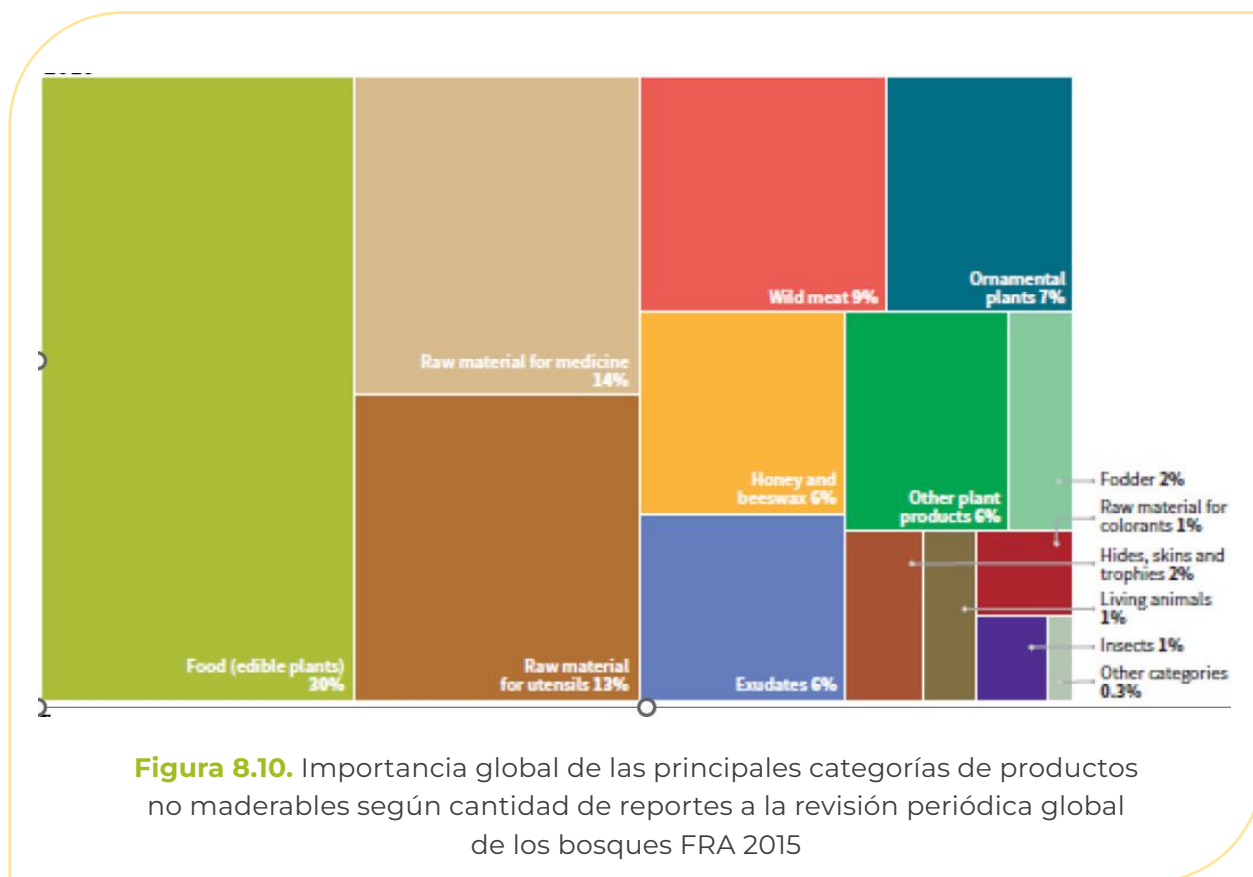


Figura 8.9. Porcentaje de los ingresos familiares obtenido de los PFNM en países africanos (FAO 2018)

En muchas zonas rurales, los PFMNs no solo son una fuente de ingresos, sino que también desempeñan un papel crucial en la seguridad alimentaria, la medicina tradicional y la conservación de la biodiversidad local. La figura 8.10 muestra las categorías de PFMN más documentadas en los datos que logra reunir FAO aportados por los diversos países para su informe periódico de estado de los recursos forestales del planeta (FRA).



Existen muy variadas definiciones de productos forestales no maderables, sin embargo, la mayoría de los autores coinciden en que se trata de **bienes tangibles** (es decir, diferentes de los servicios ecosistémicos), renovables (provenientes de elementos de la biodiversidad) aprovechados por poblaciones humanas con diversos fines, diferentes de la madera destinada a aserrío o de la pulpa de madera para papel. Tal definición

incluye una enorme diversidad de órganos o sustancias de plantas superiores, como frutos, flores, semillas, ramas, hojas, raíces, cortezas, exudados; pero también productos de origen animal como carnes, pieles, piezas decorativas, trofeos de caza, medicamentos y otros; y también productos de otros organismos del reino vegetal como helechos o briófitas, o del reino de los hongos, el cual cuenta con una enorme gama de productos aprovechables.

Los principales puntos de coincidencia entre documentos y autores son, que **los PFNM son bienes (no servicios), obtenidos de seres vivos, útiles para poblaciones humanas, obtenidos en bosques o espacios similares**. Para algunos productos, sin embargo, se han dado contradicciones que se mantienen a lo largo de los años, sobre si se trata de productos maderables o no maderables, tal es el caso del carbón vegetal, la leña o biomasa combustible, o la madera proveniente de desechos de la industria forestal o de ramas no procesadas en la industria forestal, y que se emplea para elaboración de artesanías. Este tipo de productos, simplemente, en los datos reportados por algunos autores o instituciones se les considera no maderables (pues su cadena productiva no es la típica de la madera de aserrío), y en otros documentos, se les considera maderables. La Figura 8.11 ilustra la relevancia de la leña como producto forestal.

Otro aspecto donde con frecuencia falta claridad, o se observan contradicciones, en la definición de los PFNM, es en qué tipo de ambiente estos pueden producirse o cosecharse. En general, no queda duda de que un recurso no maderable que se cosecha o se maneja dentro de un bosque natural, ya sea primario o secundario, es un PFNM, pero en muchos documentos tanto institucionales como académicos, se mencionan PFNM que son producidos en ecosistemas no naturales, como sistemas agroforestales o silvopastoriles, plantaciones forestales, zocriaderos, otros espacios arbolados o lo que en algunos países se conoce como sistemas seminaturales, áreas boscosas cuyo crecimiento ha sido facilitado o ampliamente influenciado por seres humanos. Podemos suponer que en todo caso serán espacios con importante presencia de árboles, aunque en ocasiones se consideran PFNM productos de origen silvestre cosechados en ecosistemas no caracterizados por su cobertura arbórea.

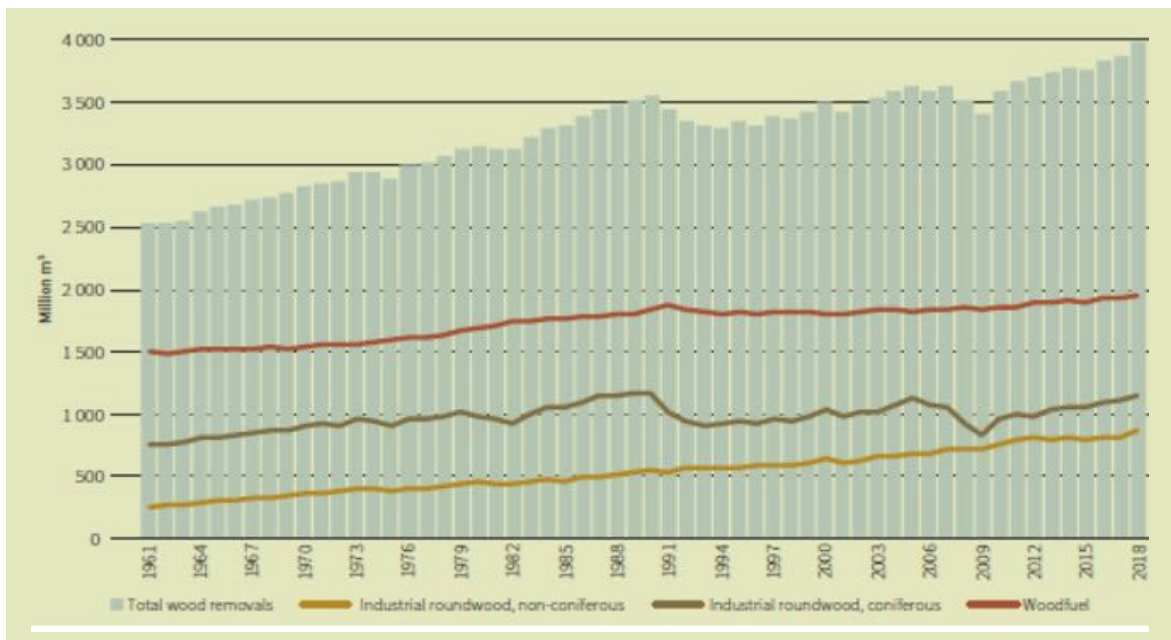


Figura 8.11. Tendencias globales en renovación de madera y leña

Puede que un punto clave en la discusión de estas ambigüedades, sea la condición silvestre del producto. Aquí entendemos el manejo de PFNM como **las medidas que se toman sobre especies silvestres que son proveedoras de bienes no maderables de nuestro interés, sus poblaciones y los ecosistemas donde se desarrollan, para garantizar la sostenibilidad de estas especies y de su productividad.** Cuando una especie vegetal o animal, proveedora de un bien de nuestro interés, deja de crecer y desarrollarse en una condición silvestre, es reproducida intencionalmente por el ser humano y desarrollada en espacios productivos controlados como invernaderos, zocriaderos o plantaciones, pasa a ser una especie domesticada, cuya producción corresponde al ámbito agrícola o pecuario. Pero a lo largo del proceso de domesticación, la división entre lo forestal y lo agropecuario, no siempre es tan clara, al menos en los reportes de algunas instituciones o autores técnicos.

La clarificación de estas confusiones es relevante cuando la denominación de PFNM tiene implicaciones legales o de mercado. Los productos obtenidos desde los bosques naturales suelen tener requisitos legales para su producción y comercialización muy diferentes a los productos agropecuarios. De hecho, uno de los mayores retos de toda forma de producción forestal suele ser el nivel de complejidad y costos de transacción que generan los procedimientos administrativos y trámites legales para los productos del bosque. Por otra parte, la conservación de los bosques requiere de una educación hacia el público consumidor en general, para que entienda que la compra de bienes de origen forestal producidos de forma sostenible es una forma de contribuir a la conservación de la biodiversidad y de promover el desarrollo de comunidades rurales, y el desarrollo de tales cadenas productivas requiere tener claro cuáles productos forman parte de ellas.

El bambú es uno de los PFNM más documentados en la literatura, o más bien conjunto de decenas de productos diferentes que se obtienen de esta familia botánica. Sin embargo, algunos cuestionan su condición de producto del bosque, ya varias especies de bambú crecen en formaciones naturales monoespecíficas, con mínima o nula presencia de árboles, como los guaduales en Sudamérica. A la vez, gran parte de la generación de productos de bambú se obtiene de poblaciones domesticadas o con gran intervención humana.

La figura 8.12 es solo un ejemplo de cómo podrían clasificarse los productos forestales maderables y no maderables, en este caso tomado de un estudio realizado en Europa, que nos demuestra que la diversidad de PFNM no solo es alta en los trópicos. También nos deja ver que hay algunos productos minerales que a veces se anotan como forestales, aunque como se dijo antes la mayoría de los autores solo se refiere a PFNM para los generados de seres vivos, que también pueden incluir materiales orgánicos como la turba. La fotografía incluida en la figura es sobre la cosecha de trufas silvestres, con ayuda de perros amaestrados para su localización.



<https://www.mediterraneannatural.com/>

Odedobe 2003

Fig 1: Flow Chart showing the classification of forest products and various forms of non-timber forest products (NTFPs).

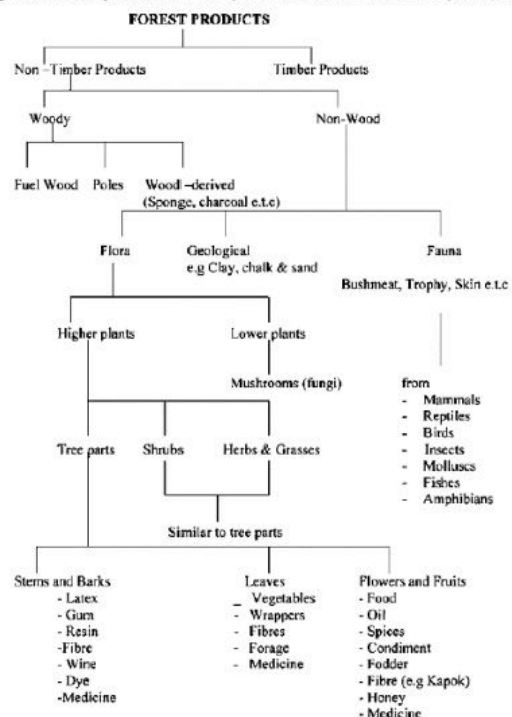


Figura 8.12. Diagrama de flujo que muestra las clasificaciones de los productos del bosque

En la figura 8.13, tomada del mismo estudio europeo, se observa la cantidad de productos encontrados en varios países, dentro de cada categoría de clasificación utilizada.

Existen algunos PFM con una gran relevancia económica, que destacan a nivel global, uno de los ejemplos más conocidos es el ratán, nombre que se da a fibras obtenidas de palmeras del género Calamus, que crecen como lianas en varios países asiáticos. Este conjunto de especies mueve alrededor de 2500 millones de dólares anuales en comercio local y cerca de 4000 millones de dólares en productos comercializados internacionalmente como muebles o cestería (figura 8.14). Su relevancia social también es significativa, millones de personas participan en la cosecha, procesamiento y comercio de estas fibras y sus productos derivados. Es notable el hecho de que esta materia prima proviene básicamente de poblaciones silvestres, aunque en ocasiones también

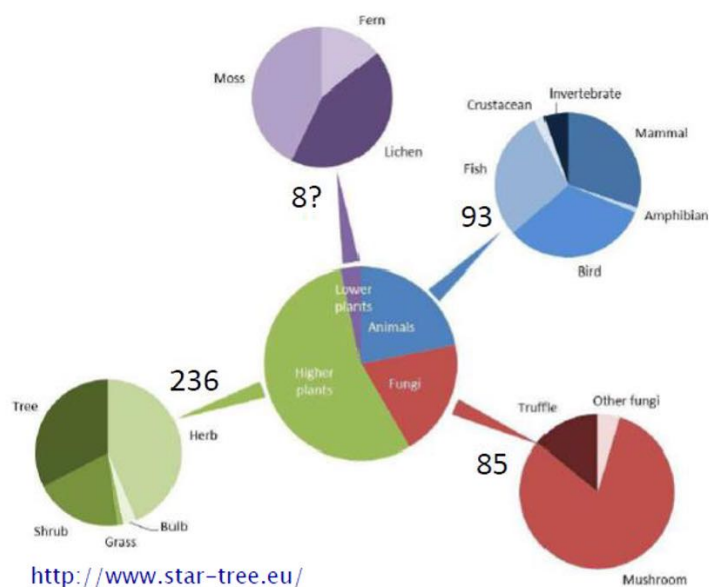


Figura 8.13. Cantidad de de PFNM por categoría encontrados en varios países europeos

se integran estas palmeras como parte de plantaciones forestales. En muchos de los países latinoamericanos es posible encontrar muebles de ratán de alto costo, elaborados localmente con materia prima importada de Asia o importados directamente desde allá.

Detrás del nombre que se le asigna a una especie que es fuente de PFNM o a determinado tipo de PFNM, puede en muchos casos existir más de un producto de por medio. Por ejemplo, cuando hay varias especies similares que brindan un producto en común (tal es el caso del ratán). También ocurre cuando hay especies de las que se aprovecha tanto su tallo como sus frutos (las palmeras amazónicas de azaí, tanto su savia como su madera (el caucho o los pinos), o tanto sus hojas como sus raíces (varias especies medicinales). Pero en ocasiones, detrás de un nombre común lo que hay es decenas o hasta cientos de especies útiles. El bambú es un término amplio que abarca cientos de especies, que se aprovechan o comercializan en diversos rincones del planeta, para

usos tan diversos como material de construcción, mueblería, cestería, alimentos, medicamentos o materia prima industrializable. Países asiáticos como China o India se caracterizan por la gran cantidad de especies aprovechadas, aunque en Latinoamérica existen decenas de especies de bambú aprovechadas en diversos países y zonas con fuerte cultura de uso de bambú, como la que existe en torno al género *Guadua* en países como Colombia y Ecuador.



Este tipo de recursos conlleva la movilización de grandes sumas de dinero e involucra a muchas personas. La Sociedad Internacional de Bambú y Ratán estima que tales recursos implican 12 millones de empleos relacionados, 10 mil millones de viviendas construidas con esos materiales, 16.7 millones de días de trabajo por año solo en India, 350 mil toneladas de pulpa de papel de bambú producidas en China, más de 200 mil hectáreas de bambú cultivadas en Brasil para producir fibra de papel, y más de 50 millones de dólares al año en productos comestibles de bambú exportados por Taiwán.

La diversidad de casos interesantes de PFNM es enorme, lo mismo que la diversidad de contextos ecológicos, económicos y sociales. El Tendu (*Diospyros melanoxylum*) es una especie de relevancia social en la India, cuyas hojas se aprovechan para la elaboración de cigarrros. Esta actividad involucra a miles de personas, incluyendo a muchas mujeres y menores de edad, como se observa en la figura 8.15.

Algunas personas creen erróneamente que el aprovechamiento de PFNM nunca tiene impactos significativos sobre el ecosistema forestal, y también erróneamente creen que el aprovechamiento maderero es siempre nocivo. La verdad es que todo aprovechamiento forestal maderable o no maderable que no se planifica u ordena con criterios de sostenibilidad puede ocasionar serios daños al ecosistema. En el caso del Tendu, la gran cantidad de personas que ingresan al bosque pueden realizar prácticas como la eliminación de especies que consideran sin valor comercial, llegando a afectar la estructura y composición del ecosistema. Adicionalmente, en toda actividad que



<https://www.downtoearth.org.in/news/forests/>

Figura 8.15. Aprovechamiento de Tendu en India para la elaboración de cigarrros

involucra la participación de familias enteras es importante procurar la mejora de la cadena productiva, para que pueda constituirse en una alternativa de desarrollo social y no en una manifestación de un ciclo de pobreza.

Como se ha indicado antes, las cadenas productivas de PFNM enfrentan los retos típicos de mercado como la competencia entre productores de un mismo recurso o la competencia con productos alternativos, las crisis en los mercados o la variación de precios de insumos y mano de obra. A manera de ejemplo, a raíz de la integración en la Unión Europea, países como España redujeron la actividad de cosecha de hongos, dada la competencia de otros países con costos más bajos. Esto justifica el desarrollo de estrategias como la ilustrada en la figura 8.16, donde se hace ver al consumidor la relevancia de consumir un producto que da valor a los bosques locales y genera opciones de empleo de las comunidades que los manejan.



Figura 8.16. Trazabilidad de un PFNM en España con códigos QR

En este competitivo mercado de productos no maderables, es importante desarrollar mercados conscientes que valoren y paguen por productos que contribuyan al mantenimiento de los bosques y beneficien a las personas, empresas o comunidades que protegen estos ecosistemas y los gestionan de forma sostenible. Tal gestión sostenible conlleva el cumplimiento de algunas premisas básicas, que el autor Charles Peters resumió en un esquema general que se presenta en la figura 8.17.

El manejo sostenible de una especie, puede variar mucho en función de las características de la misma, su hábito de crecimiento, velocidad de crecimiento, comportamiento fenológico, momento adecuado de cosecha y otros aspectos. Pero los aspectos básicos, cuando se considera que es necesario planificar y monitorear este aprovechamiento

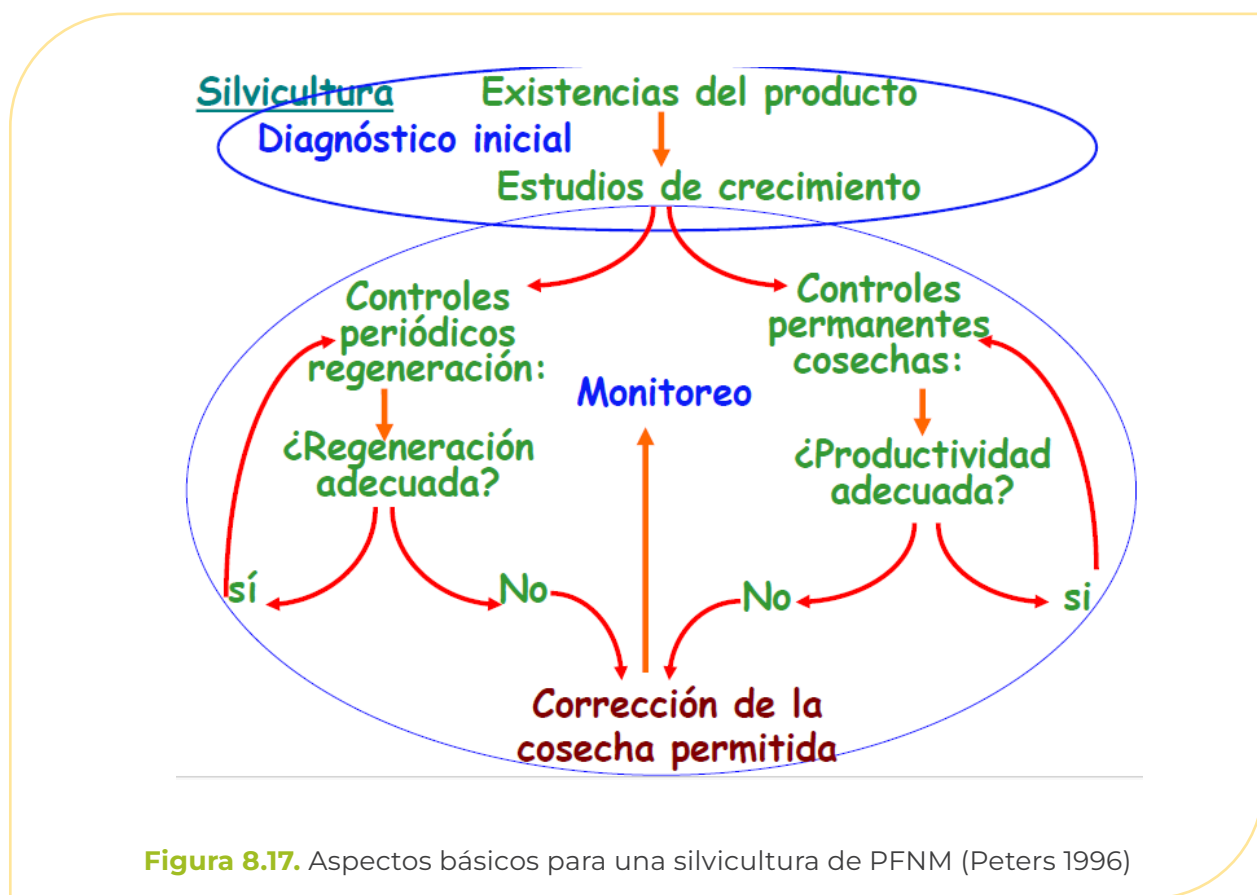


Figura 8.17. Aspectos básicos para una silvicultura de PFNM (Peters 1996)

para verificar su sostenibilidad, es contar con herramientas para determinar la disponibilidad del producto a cosechar en el área de bosque bajo manejo, contar con información mínima aceptable sobre la velocidad de crecimiento o reposición del producto cosechado en la población manejada, y estimar con base en ello las cantidades factibles de aprovechar periódicamente en el tiempo y que no pongan en peligro la sostenibilidad de la especie.

Una vez determinado el volumen de cosecha factible y sostenible, lo ideal es monitorear en el tiempo tanto la capacidad de reposición del producto, como el estado de la población de la especie manejada en términos de cantidad de individuos y estructura poblacional de la especie. Los detalles y experiencias que aplican a cada caso particular serían materia de un curso de silvicultura de PFMN.

Literatura relacionada al tema

- Berdegué, J; Ocampo, A; Escobar, G. 2007. Sistematización de experiencias locales de desarrollo rural: guía metodológica. Santiago, Chile, FIDAMERICA/PREVAL. 49 p.
- Caceres, A.; Jauregui, E.; Villalobos, R. 1995. Efecto de las condiciones ambientales de crecimiento en la actividad antimicrobiana de *Quassia amara*. In Ocampo, R. Ed. Potencial de *Quassia amara* como insecticida natural. Actas de la reunión Centroamericana, CATIE, Turrialba, 1994. Informe técnico No. 267. p.97-99.
- Caceres, A.; Mejía, T.; Ocampo, R.; Villalobos, R. 1995. *Quassia amara* L. ex Blom (Simaroubaceae) - Revisión Bibliográfica -. In Ocampo, R. Ed. Potencial de *Quassia amara* como insecticida natural. Actas de la reunión Centroamericana, CATIE, Turrialba, 1994. Informe técnico No. 267. p.159-180.
- Campos, J.J.; Finegan, B.; Villalobos, R. 2001. Management of goods and services from neotropical forest biodiversity: diversified forest management in Mesoamerica. In Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Assessment, conservation and sustainable use of forest biodiversity. CBD Technical Series No. 3. Montreal. P. 5-16
- Ceballos, J.; Marmillod, D.; Villalobos, R.; Guariguata, M. Robles, G. 1999. Respuesta de *Carludovica palmata* a diferentes intensidades de cosecha de hojas. In Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Actas de la IV Semana Científica. Logros de la investigación para el nuevo milenio. Turrialba, Costa Rica, 6 al 9 abril, 1999. p.312-316.

- CIFOR (Centro para la Investigación Forestal). 2004. Medios de Subsistencia y Conservación. Alexiades, MN, Shanley, P (ed(s).); Barreto, G, Olórtegui, T, Nash, D (trad(s).); Locatelli, L, Celso, A, Valencia, L (rev(s).); Cordeiro, S, Suharyanto, G, Seitiawan, Y, Prianto, E, Darmawan, A (il(s).). Estudios de caso sobre sistemas de Manejo de Productos Forestales No Maderables. Jakarta, Indonesia, SMK Desa Putera. 516p. V3. Volumen para América Latina.
- Da Silva Dias, A; Campos, JJ; Villalobos Soto, R; Louman, B; Gonçalves, L. 2002. Manejo forestal diversificado en una comunidad ribereña de la Amazonía brasileña: consideraciones sociales y silviculturales. *Rev. Forestal Centroamericana* No. 38:78-84
- FAO. 2021. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal. Roma.
- FAO. 2022. The State of the World's Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient, and sustainable economies. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360en>
- García, M.; Díaz, C.; Villalobos, R. 2008. Estudio Toxicológico y farmacológico de los extractos hidroalcohólicos de algunas especies de Smilax de Centroamérica. *Revista de Fitoterapia* 8(1):49-57.
- Gutiérrez, A.M., Mesén, F.; Villalobos, R. 2004. Propagación del burío. Un recurso no maderable del bosque tropical, útil para el procesamiento de dulce y azúcar orgánicos. *Recursos Naturales y Ambiente* No. 41: 80-87.
- Guzmán, V., Villalobos, R., Marmillod, D., Campos, J.J. 2000. Capacidad de rebrote de Quassia amara bajo diferentes condiciones de aprovechamiento en Costa Rica. In: IV Congreso Forestal Centroamericano. Resúmenes de ponencias. Mesa de Trabajo Aprovechamiento e industrialización de los recursos forestales. Montelimar, Nicaragua 15-17 noviembre 2000. S.p.
- Kent, J.; Ammour, T.; Marmillod, D.; Villalobos, R. 1997. Research and development: Towards the sustainable management of a natural insecticide in Talamanca, Costa Rica. In: Washington State University (comp.). Proceedings, IUFRO All Division 5 Conference. Forest Products for Sustainable Forestry. July 7-12, 1997. Pullman, USA, Washington State University. p. 272.
- Leigue, L.; Marmillod, D.; Villalobos, R.; Finegan, B. 1999. Elementos fenológicos para la silvicultura de Quassia amara en Talamanca, Costa Rica. In Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Actas de la IV Semana Científica. Logros de la investigación para el nuevo milenio. Turrialba, Costa Rica, 6 al 9 abril, 1999. p.307-311.
- Ling, F., Villalobos, R., Marmillod, D., Robles, Gabriel. 1996. Aprovechamiento de Productos no Maderables del Bosque. Area Demostrativa de Talamanca. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Curso Intensivo Internacional de Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales Tropicales. Serie Material Educativo No.34. Vol. 2. p. 49-73).

- López, MA; Campos, JJ; Stoian, D; Villalobos, R. 2005. Uso de productos forestales en la Reserva Indígena Cabécar de Alto Chirripó, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* 45: 105-111.
- Lopez-Mata, L. 1987. Genotype differentiation in provenances of *Brosimum alicastrum*—a tree of moist tropical forests. *Forest Ecology Management*. 21:197–208.
- Marmillod, D.; Finegan, B.; Robles, G.; Villalobos, R.; Ocampo, R. 1996. Bosques naturales y biodiversidad en Mesoamérica: pérdida y potencial. In Ferreira, P. Com. Recursos naturales y sostenibilidad agrícola en Mesoamérica. Documento Base presentado en el Seminario Perspectivas de Agricultura de Mesoamérica hacia el año 2020. 19-20 Agosto, 1996. México D.F. IICA, SAGAR, CORECA, IFRI. p. 4-15.
- Marmillod, D.; Villalobos, R. 1997. Incorporación de especies no maderables en procesos productivos de bosques naturales: metodología e implicaciones. Tercer congreso forestal centroamericano, resúmenes de ponencias. San José, Costa Rica. p. 40-43.
- Marmillod, D.; Villalobos, R.; Robles, G. 1998. Hacia el manejo sostenible de especies vegetales del bosque con productos no maderables: las experiencias de CATIE en esta década [disco compacto]. In: Congreso Latinoamericano IUFRO (I., 1998, Valdivia, Chile). El manejo sustentable de los recursos forestales, desafío del siglo XXI. Valdivia, CONAF/IUFRO.
- Marmillod, D.; Villalobos, R.; Robles, G. 1999. Consideraciones metodológicas para fijar el aprovechamiento permisible de especies vegetales no maderables. In Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Actas de la IV Semana Científica. Logros de la investigación para el nuevo milenio. Turrialba, Costa Rica, 6 al 9 abril, 1999. p.365-371
- Marmillod, D; Villalobos, R; Robles, G. 1998. Hacia el manejo sostenible de especies vegetales del bosque con productos no maderables: las experiencias de CATIE en esta década. In Primer congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia, Chile. El manejo sustentable de los recursos forestales, desafío del siglo XXI. Valdivia, CONAF/IUFRO.
- Monroy, H; Reyes, R. 2011. Proceso gerencial del manejo y aprovechamiento de la palma de Xate (*Chamaedorea* spp.) en la concesión comunitaria San Andrés, Petén, Guatemala. *Recursos Naturales y Ambiente*. 63: 30-40.
- Montiel, H., Villalobos, R., Marmillod, D. Ocampo, R., Valerio, J. 1998. Identificación de herramientas para la estimación de existencias de *Smilax chiriquensis* (recurso no maderable medicinal) en bosques naturales. In Robles, G.; Villalobos, R. Eds. Plantas medicinales del genero *Smilax* en Centroamérica. Actas de la reunión celebrada del 22 al 25 de setiembre de 1997. Turrialba, Costa Rica, CATIE, Programa Iberoamericano de Ciencia y tecnología para el desarrollo. p. 95-100.
- Montiel, H.; Villalobos, R.; Marmillod, D.; Ocampo, R.; Valerio, J. 1997. Identificación de herramientas para la estimación de existencias de *Smilax chiriquensis* (recurso no maderable medicinal) en bosques naturales. Tercer congreso forestal centroamericano, resúmenes de ponencias. San José, Costa Rica. p. 37-39.

- Morrison, L; Yamauchi, M. (eds.). 2023. Bioeconomía de los productos forestales no maderables en América latina: ¿Puede la bioeconomía dar valor al bosque y mejorar la vida de sus comunidades?. (en línea). Serie RESTAURación. Turrialba. Costa Rica. N° 12. 125 p.
- Ocampo, R.; Villalobos, R. 1997. Pautas para la domesticación de plantas medicinales tropicales. In II Congreso Mundial de Plantas Aromáticas y Medicinales para el Bienestar de la Humanidad. Resúmenes. ICMAP-ISHS-SAIPA, Mendoza, Argentina, 10 al 15 de noviembre de 1997. p. O-037.
- Ocampo, R.; Villalobos, R. 1999. Agrotecnología para el cultivo de hombre grande o cuasia. In. Martínez, V., Yesid, H.; Cáceres, A. Fundamentos de Agrotecnología de plantas medicinales Iberoamericanas. Convenio Andrés Bello, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Bogotá. p. 375-386.
- Ocampo, R.; Villalobos, R.; Cifuentes, M. Eds. 1997. Productos no maderables del bosque en Baja Talamanca, Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE-CIFOR, ASACODE, Herbario Nacional de Costa Rica. 118 p.
- Ocampo, R.A.; Villalobos, R. 1996. Experiencias técnicas sobre domesticación de plantas medicinales en Centroamérica. In Corporativo: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Guatemala (Guatemala). Subprograma X. Química Fina Farmacéutica. Conferencia : Seminario sobre Industrialización y Legalización de Productos Fitofarmacéuticos en Iberoamérica - Reunión Constitutiva de la Red Iberoamericana de Productos Fitofarmacéuticos (RIPROFITO). Antigua Guatemala (Guatemala). 28 Sep. - 1 Oct 1996. P. 60-65.
- Ocampo, R; Rodríguez, J; Salas, A. 1995. (Talleres). El papel de los productos no maderables en el manejo diversificado del bosque: Consulta para Centroamérica y el Caribe. Turrialba, Costa Rica. 12-20 p.
- Ormeño, L.M. 2004. Cosecha de Semilla de Ramón (*Brosimum alicastrum* y *costaricanum*). Guatemala, CONAP. 14 p. (Informe técnico de CONAP)
- Paulo, J.; Villalobos, R. 2019. *Quassia amara* L. growth under different shading conditions: implications for the management of Costa Rica natural and planted forests. Abs. XXV IUFRO World Congress. Brazilian Journal of Forestry Research v. 39 p. 393. e201902043. Special issue, 2019. ISSN 1809-3647.
- Paulo, J.; Villalobos, R. 2020. *Quassia amara* L. diameter and total height under different light conditions: implications for the management of agroecosystems. Agroforest Syst (2020) 94:761–778. <https://doi.org/10.1007/s10457-019-00446-9>
- Pineda, P.; Marmillod, D.; Ferreira, P. 1998. Diseño y aplicación de un inventario forestal diversificado (productos maderables y no maderables) en Petén, Guatemala. In: BOLFOR; CIFOR; IUFRO. Memorias del Simposio internacional sobre Posibilidades de manejo forestal sostenible en América Tropical. Santa Cruz, Bolivia, Julio 1997. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible. Pp. 264-269.

- Quirós, D.; Vilchez, B.; Bermúdez, G.; Villalobos, R., de Camino, R. 2004. Plan especial de productos forestales no maderables. In: Orozco, L. (Ed.) Planificación del manejo diversificado de bosques latifoliados húmedos tropicales. Serie Técnica Manual técnico No. 56. Centro Agronómico Tropical de investigación y Enseñanza (CATIE). p. 253-266.
- Robles, G.; Villalobos, R. Eds. 1998. Plantas medicinales del género *Smilax* en Centroamérica. Actas de la reunión celebrada del 22 al 25 de setiembre de 1997. Turrialba, Costa Rica, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Programa Iberoamericano de Ciencia y tecnología para el desarrollo. 178 p.
- Robles, G.; Villalobos, R.; Marmillod, D.; Chang, Y. 1999. La etnobotánica como una herramienta para orientar la diversificación del manejo sostenible de los bosques tropicales: el caso Teribe. In Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Actas de la IV Semana Científica. Logros de la investigación para el nuevo milenio. Turrialba, Costa Rica, 6 al 9 abril, 1999. p.317-320.
- Robles, G.; Villalobos, R.; Marmillod, D.; Porras, I. 1997. Elementos ecológicos para la silvicultura de *Zamia skinneri*. In: Morales, E.; Cartín, F. (comp.). Tercer congreso forestal nacional, resúmenes de ponencias. San José, Costa Rica. p. 19-21.
- Rodríguez, J.P; Villalobos, R; Imbach, A; Carrera, F. 2023. "Bases técnicas y socioeconómicas del aprovechamiento de semillas de Ramón (*Brosimum alicastrum* Sw.) en las concesiones forestales comunitarias de Uaxactún y Carmelita, Petén, Guatemala. Serie RESTAURACIÓN. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 9. 52 p. https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051184/go/#p_1
- Rodríguez, J.P; Villalobos, R; Imbach, A; Carrera, F. 2023. Bases técnicas y socioeconómicas del aprovechamiento de hojas de Xate (*Chamaedorea* spp.) en las Concesiones Forestales Comunitarias de Uaxactún y Carmelita, Petén, Guatemala. Serie RESTAURACIÓN. Turrialba. Costa Rica. CATIE. No. 8. 91 p. <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051183/go>
- Santana, R.; Montagnini, F.; Louman, B.; Villalobos, R.; Gómez, M. 2004. La industria de artesanías de Masaya y Masatepe, Nicaragua. Demanda por materia prima de bosques tropicales. Revista Recursos Naturales y Ambiente. No. 42:77-85.
- Santana, R; Montagnini, F; Louman, B; Villalobos, R; Gómez, M. 2002. Productos de bosques secundarios del Sur de Nicaragua con potencial para la elaboración de artesanías de Masaya. Revista Forestal Centroamericana No. 38:85-90
- Sáyago S; Álvarez E. 2018. Alimentos vegetales autóctonos iberoamericanos subutilizados. México, Fabro editores. Disponible en: <http://alimentos-autoctonos.fabro.com.mx/legal.html>. ISBN: 978-1-938038-10-5.
- Villalobos, R. 1995. Distribución de *Quassia amara* L. ex Blom en Costa Rica y su relación con los contenidos de cuasina y neocuasina (insecticidas naturales) en sus tejidos. Tesis M.Sc., CATIE, Turrialba. 174 p.

- Villalobos, R. 1995. Distribución natural de *Quassia amara* en Costa Rica. In Ocampo, R. Ed. Potencial de *Quassia amara* como insecticida natural. Actas de la reunión Centroamericana, CATIE, Turrialba, 1994. Informe técnico No. 267. p.14-47.
- Villalobos, R. 1996. Caracterización de la distribución de una planta medicinal (*Quassia amara*) como base para su manejo técnico. In Bertsh, F.; Badilla, W.; García, J. Eds. X Congreso Nacional Agronómico y de Recursos Naturales. Memoria. Vol. 1. Asociación Costarricense de la ciencia del Suelo, Colegio de Ingenieros Agrónomos, Asociación Costarricense de Fitopatólogos, EUNED, EUNA. p. 17-22.
- Villalobos, R. 2000. Cuculmeca y Zarparrilla: plantas medicinales típicas con problemas de uso típicos de América tropical. Revista Forestal Centroamericana No. 32: 39-42.
- Villalobos, R. 2001. Silvicultura para el aprovechamiento de plantas medicinales a partir del bosque tropical. Experiencias del CATIE [Disco Compacto]. In Memorias Primer Congreso Internacional de Plantas Medicinales y Aromáticas (1, 2001, Cali, Colombia). Universidad de San Buenaventura, Facultad Ingeniería Agroindustrial. Del 13 Al 15 de agosto de 2.001. p. 587-600.
- Villalobos, R. 2003. El comercio de productos no maderables: estímulo o escollo para la promoción del manejo forestal sostenible. In. Cadenas de producción para el desarrollo económico local y el uso sostenible de la biodiversidad. Compendio del Seminario Internacional. Managua, 17 al 19 de marzo del 2003. p.26-28.
- Villalobos, R. 2002. Inventarios de productos forestales no maderables. Capítulo 8.3. In Orozco, L; Brumér, C. 2002. Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central. Serie Técnica. Manual Técnico no. 50. CATIE, Turrialba, Costa Rica. pp. 190-202
- Villalobos, R., Ocampo, R., Dalle, S., Robles, G. 1998. Historia y etnobotánica de *Smilax* spp. en Centroamérica. In Robles, G.; Villalobos, R. Eds. Plantas medicinales del genero *Smilax* en Centroamérica. Actas de la reunión celebrada del 22 al 25 de setiembre de 1997. Turrialba, CATIE, Programa Iberoamericano de Ciencia y tecnología para el desarrollo. p. 61-80.
- Villalobos, R.; Campos, J.J. 2002. Las zarzaparrillas: recursos representativos de la problemática para el desarrollo de los productos forestales no madereros en América Central. (Disco compacto). In CONFLAT (ed.). Memorias del II Congreso Forestal Latinoamericano – bienes y servicios del bosque, fuente de desarrollo sostenible – realizado en la Ciudad de Guatemala, Guatemala, del 1 al 3 de agosto 2002. pp 299-315.
- Villalobos, R.; Chang, Y.; Marmillod, D.; Bedoya, R.; Leigue, L. 1998. Desarrollo de criterios silviculturales para el manejo de *Quassia amara*, un producto no maderable del bosque tropical. In Memoria del Simposio Internacional sobre posibilidades de manejo forestal sostenible en América Tropical. BOLFOR, CIFOR, IUFRO. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, 15-20 julio 1997. P. 64-70.

- Villalobos, R.; Marmillod, D.; Ocampo, R.; Mora, G.; Rojas, C. 1999. Variations in the quassin and neoquassin content in *Quassia amara* (Simaroubaceae) in Costa Rica: ecological and management implications. Acta Horticulturae 502:369-376. (Presentado en: World Congress on Medicinal and Aromatic Plants (2, 1997, Mendoza, Argentina)
- Villalobos, R.; Mora, G.; Marmillod, D.; Rojas, C.; Ocampo, R. 1997. Variación en los contenidos de cuasina y neocuasina en la madera de *Quassia amara* (simaroubaceae) en Costa Rica, implicaciones ecológicas y de manejo. In II Congreso Mundial de Plantas Aromáticas y Medicinales para el Bienestar de la Humanidad. Resúmenes. ICMAP-ISHS-SAIPA, Mendoza, Argentina, 10 al 15 de noviembre de 1997. p. P-447
- Villalobos, R.; Ocampo, R. Eds. 1997. Productos no maderables del bosque en Centroamérica y el Caribe. Actas de la Consulta sobre la situación de los productos forestales no madereros, 17-21 Julio. 1995, Turrialba, Costa Rica, CATIE. Serie Técnica. Eventos especiales No. 1. 103 p.
- Vohman E; Monro A.K. 2011. Healthy kids, healthy forests: restoring Mayanut agroecosystems for a healthy and prosperous future for neotropical communities. Grekin J, Mulongoy J (ed(s)). Subsidiary body on scientific, technical, and technological advice of the convention on biological diversity. Serie técnica. Contribution of Ecosystem Restoration to the Objectives of the CBD and a Healthy Planet for All People. Montreal. 62: 104-106.
- WWF (Fondo Mundial para la Naturaleza); UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura; Royal Botanic Gardens, UK. 2002. Evaluando la cosecha oculta de los bosques: métodos de valuación para bosques y recursos forestales. Campbell, BM; Luckert MK ed(s). Namarundwe N; Richards, M comp(s). Revisión bibliográfica. (5). Montevideo, Uruguay, UNCIEP. 270 p. (Pueblos y Plantas).



Tema 9

Reforestación para la restauración: Factores de producción

Luis Diego Jimenez
(djimenez@catie.ac.cr)

Reforestación para la Restauración: Factores de producción

Introducción

La reforestación es un pilar esencial en la conservación y restauración de los ecosistemas forestales, desempeñando un papel crucial en la lucha contra la deforestación y el cambio climático en nuestro mundo en constante evolución.

En respuesta a las consecuencias derivadas de décadas de degradación de los bosques y emisiones de gases de efecto invernadero, la restauración de áreas boscosas degradadas o destruidas emerge como una luz de esperanza.

Esta práctica no solo revierte los daños causados por la deforestación, sino que también proporciona una amplia gama de beneficios ambientales, como la captura de carbono para mitigar el cambio climático y la conservación de la biodiversidad para fortalecer la resiliencia de nuestros ecosistemas.

Sin embargo, es importante reconocer que la tarea de reforestar enfrenta desafíos significativos, que pueden variar según la ubicación geográfica, las condiciones climáticas, la disponibilidad de recursos y otros factores locales. Además, la reforestación no se limita únicamente a plantar árboles; es un proceso complejo y multidimensional que requiere planificación, inversión y compromiso a largo plazo.

Gestión plantaciones forestales sostenibles

Los desafíos cruciales que enfrenta actualmente la reforestación requieren de estrategias innovadoras y basadas en la ciencia para abordarlos de manera efectiva.

Desde la selección de las especies de árboles más adecuadas hasta la promoción de políticas forestales sólidas y la concienciación pública, exploraremos cómo la comunidad global está uniendo fuerzas para superar los obstáculos en el camino hacia un futuro más verde y sostenible.

Elección de Especies y Diversidad Genética

Seleccionar las especies de árboles correctas es crucial para el éxito de cualquier proyecto de reforestación. No todas las especies son igualmente adecuadas para cada entorno, y una elección equivocada puede llevar al fracaso del esfuerzo. Además, la diversidad genética es esencial para la resiliencia de los bosques ante las adversidades ambientales. Recolectar semillas de diversas poblaciones geográficas contribuye a aumentar esta variabilidad genética, fortaleciendo así la resiliencia a largo plazo.

Competencia con Especies Invasoras

Las especies invasoras representan una amenaza persistente para los árboles recién plantados y la vegetación nativa. Controlar su propagación y restaurar la vegetación nativa circundante son pasos vitales para mitigar su impacto y garantizar el éxito de la reforestación.

Acceso a Recursos y Financiamiento

La inversión necesaria para proyectos de reforestación puede ser considerable, limitando la participación de muchas organizaciones y comunidades. Además de buscar fuentes tradicionales de financiamiento, como donaciones y subvenciones, las asociaciones público-privadas pueden proporcionar recursos adicionales y garantizar una inversión a largo plazo en la conservación forestal.

Cambio Climático y Condiciones Climáticas Variables

El cambio climático ha aumentado la variabilidad climática, lo que representa un desafío adicional para la supervivencia y el crecimiento de los árboles jóvenes. Se deben implementar prácticas adaptadas al cambio climático, como la selección de especies resistentes y la promoción de la diversidad para aumentar la adaptabilidad de los bosques a las condiciones cambiantes.

Mantenimiento y Cuidado a Largo Plazo

El cuidado continuo de los árboles es esencial para garantizar su establecimiento y crecimiento saludable. La participación activa de la comunidad en la gestión a largo plazo y la educación en técnicas de cuidado forestal son fundamentales para el éxito continuo de los proyectos de reforestación.

Conciencia y Educación

La falta de conciencia pública sobre la importancia de la reforestación puede obstaculizar los esfuerzos de restauración. Es crucial educar a la comunidad sobre los beneficios de la reforestación y organizar campañas de sensibilización pública y actividades de plantación de árboles para involucrar a las personas en la acción directa. La conexión emocional con los bosques puede ser un poderoso motor de cambio, impulsando la acción hacia un futuro más verde y sostenible.

Enfoques de las plantaciones forestales

Es fundamental el adecuado uso de la tierra, especialmente al diseñar estrategias de restauración y producción que integren prácticas tradicionales y culturales en diversos contextos. El enfoque de las plantaciones forestales debe seleccionarse según los objetivos y el uso que se destinará al área a intervenir: conservación, protección o producción sostenible.

Es esencial contar con una caja de herramientas adaptable a cualquier contexto biofísico y socioeconómico. Dentro de las plantaciones forestales, se pueden destacar distintos enfoques:

- **Plantaciones de producción:** Estas se centran en la producción de madera y otros productos forestales. Se establecen en suelos fértiles y áreas parcialmente degradadas que permiten un óptimo desarrollo de los recursos.
- **Plantaciones de protección:** Su objetivo principal es proteger los suelos contra la erosión y mantener las fuentes y cursos de agua, así como los recursos genéticos.
- **Plantaciones de restauración:** Estas plantaciones suelen contener especies de diferentes fases sucesiones (pioneras, secundarias o intermedias, tardías), mezcladas de manera que favorezcan interacciones de complementariedad.

Cada enfoque de plantación tiene su propia función y debe adaptarse al contexto específico en el que se implementará, considerando tanto las condiciones biológicas como las necesidades sociales y económicas de la comunidad local.

Modalidades de plantaciones forestales

Dentro de las modalidades de plantaciones forestales, podemos destacar:

- **Plantaciones comerciales:** Puras: Estas plantaciones están compuestas principalmente por una sola especie de árbol, con el objetivo principal de producción comercial, y Mixtas: En este enfoque, se combinan varias especies de árboles en la misma plantación, lo que puede tener beneficios económicos y ecológicos adicionales.
- **Modelo con enfoque en los gremios ecológicos:** Se busca integrar especies que interactúen de manera beneficiosa entre sí, aprovechando las características complementarias de cada una. Para abordar estos enfoques

de manera innovadora y transformar problemas en soluciones, podemos considerar estrategias como el uso de *Eucalyptus* (con rotación corta) intercalados con especies nativas.

- **Sistemas agroforestales (SAF):** son sistemas de uso de la tierra que combinan árboles y cultivos agrícolas o ganado en una misma área, con el objetivo de obtener beneficios económicos, sociales y ambientales. Estos sistemas pueden variar ampliamente en su diseño y manejo, pero comparten algunos principios comunes: Diversificación, Sinergias, Beneficios múltiples y Flexibilidad. Los sistemas agroforestales son enfoques innovadores que combinan árboles con actividades agrícolas y ganaderas para promover la sostenibilidad y la resiliencia en la producción de alimentos y la gestión de recursos naturales.

- **Sistemas urbanos:** la silvicultura urbana es el manejo y cuidado de árboles y otras plantas en entornos urbanos con el objetivo de mejorar la calidad de vida de los habitantes de la ciudad y promover la sostenibilidad ambiental. Los sistemas de silvicultura urbana incluyen una variedad de prácticas y enfoques que tienen como objetivo integrar los árboles y la vegetación en el paisaje urbano de manera efectiva.

Silvicultura de plantaciones Forestales

Abarca un conjunto de actividades que comprenden la planificación, la operación, el control y la supervisión de todos los procesos involucrados en el establecimiento y manejo de árboles. Además, incluye la definición de parámetros para evaluar el éxito de la plantación, y está influenciada por una gran diversidad de factores sociales, económicos, políticos y agroecológicos.

Las etapas clave de la silvicultura de plantaciones incluyen:

- **1. Objetivos de las plantaciones forestales:** Establecer los objetivos permite determinar la modalidad de plantación, la densidad de siembra y la selección de especies más adecuadas, así como definir el sistema silvicultural. Se considera qué se quiere producir y qué servicios ecológicos se desean proporcionar.
- **2. Selección y evaluación del sitio:** La selección del sitio es fundamental, ya que las características del terreno determinan la factibilidad de la plantación y definen las especies y técnicas de manejo adecuadas. Se evalúan factores climáticos, edáficos, socioeconómicos, así como la presencia de disturbios o barreras para la restauración.
- **3. Selección de la especie:** Se considera la correspondencia entre las especies y los sitios, así como criterios como el valor social o económico, la función ecológica y la adaptabilidad a las condiciones del sitio. Se buscan especies que proporcionen múltiples funciones o valores.
- **4. Viveros y bancos de semillas forestales:** La producción de plantas desempeña un papel crucial en la conservación, protección y producción sostenible de los recursos naturales. Los viveros juegan un rol fundamental en este proceso al suministrar semillas y plantas para una variedad de propósitos.

En términos de suministro de semillas, los bancos de semillas desempeñan un papel esencial al recolectar, almacenar y distribuir semillas de especies nativas y adaptadas localmente. Esto asegura la disponibilidad de material genético adecuado para la restauración y conservación de ecosistemas naturales.

Además, los viveros son responsables de la producción de plantas listas para ser utilizadas en diferentes proyectos. Este proceso implica la germinación de semillas, el cuidado de plántulas y el cultivo de árboles jóvenes. Los viveros deben garantizar que las plantas producidas sean saludables, resistentes y adecuadas para su uso en diversas condiciones ambientales.

Es crucial que los viveros incorporen conocimientos y capacidades locales en su proceso de producción. Esto incluye el uso de prácticas de cultivo adaptadas a las condiciones locales, la selección de especies que sean relevantes para las necesidades de la comunidad y la participación de expertos y técnicos locales en la gestión y operación de los viveros.

- **5. Establecimiento de plantaciones:** El establecimiento de una plantación forestal implica considerar diversos factores que determinan el espaciamiento adecuado entre los árboles. Algunos de estos factores incluyen:
 - **Tasa de crecimiento de la especie:** La velocidad a la que crecen los árboles es un factor importante a tener en cuenta al determinar el espaciamiento entre ellos. Especies con un rápido crecimiento pueden requerir un espaciamiento más amplio para evitar la competencia por los recursos, mientras que especies de crecimiento más lento pueden ser plantadas más cerca una de otra.
 - **Forma de desarrollo de la especie:** La forma en que una especie crece y se desarrolla en el dosel forestal también influye en el espaciamiento óptimo entre árboles. Las especies con copas más anchas pueden requerir un espaciamiento más amplio para permitir una adecuada penetración de la luz solar y evitar la competencia por el espacio.
 - **Opciones silviculturales:** Los objetivos de manejo de la plantación, como la producción de madera, la conservación de la biodiversidad o la restauración del paisaje, pueden influir en el espaciamiento entre los árboles. Las diferentes opciones silviculturales pueden requerir diferentes configuraciones de espaciamiento para lograr los objetivos deseados.
 - **Calidad del sitio:** Las condiciones del suelo y del sitio, como la fertilidad, la textura, la profundidad y el drenaje, pueden afectar la capacidad de los árboles para crecer y desarrollarse. En sitios de alta calidad, los árboles pueden ser plantados más cerca unos de otros, mientras que en sitios de baja calidad puede ser necesario un espaciamiento más amplio.

- **Posibilidad de mecanización:** La disponibilidad de maquinaria y equipos para la silvicultura puede influir en el espaciamiento entre los árboles. En áreas donde la mecanización es posible, se pueden utilizar espaciamientos más regulares y uniformes para facilitar las operaciones de cosecha y manejo.
 - **Metas de la plantación:** Los objetivos específicos de la plantación, como la producción de madera, la conservación de la biodiversidad o la restauración del paisaje, pueden determinar el espaciamiento óptimo entre los árboles. Por ejemplo, en plantaciones destinadas a la producción de madera, se puede utilizar un espaciamiento más estrecho para maximizar la producción por unidad de área, mientras que, en plantaciones destinadas a la conservación de la biodiversidad, se puede preferir un espaciamiento más amplio para proporcionar hábitats más diversos para la fauna y la flora.
- **6. Mantenimiento de plantaciones:** Las actividades de mantenimiento de plantaciones forestales son fundamentales para asegurar su salud, crecimiento y desarrollo a lo largo del tiempo. Dentro de estas actividades, el manejo adaptativo juega un papel crucial al permitir que se tomen decisiones informadas y rápidas en respuesta a nuevos conocimientos y condiciones cambiantes. Algunas de las operaciones de manejo comunes incluyen:
- **Control de incendios:** Implementar medidas para prevenir y controlar incendios forestales, como la creación de cortafuegos, el mantenimiento de áreas despejadas alrededor de la plantación y la capacitación del personal en técnicas de prevención y extinción de incendios.
 - **Reducción de competencia:** Eliminar o reducir la competencia de vegetación no deseada alrededor de los árboles plantados para permitirles acceder a luz solar, agua y nutrientes de manera más efectiva.
 - **Aplicación de mulch o fertilización:** Utilizar técnicas de mulching o aplicación de fertilizantes para mejorar la calidad del suelo y proporcionar nutrientes adicionales a los árboles, promoviendo así un crecimiento saludable.

- **Entresaca (raleo) y podas:** Realizar el aclareo selectivo de árboles para reducir la densidad y promover el crecimiento de los individuos más fuertes y saludables. Las podas se realizan para eliminar ramas muertas, dañadas o enfermas, y para dar forma a los árboles de manera adecuada.
 - **Cosecha o enriquecimiento:** En plantaciones destinadas a la producción de madera, la cosecha de árboles maduros puede ser una parte importante del manejo. En plantaciones destinadas a la conservación o restauración, puede ser necesario el enriquecimiento con nuevas plantaciones o la introducción de especies adicionales para mejorar la diversidad.
 - **Control fitosanitario:** Implementar medidas para prevenir, monitorear y controlar enfermedades, plagas y otros problemas fitosanitarios que puedan afectar la salud de los árboles y la viabilidad de la plantación.
- **7. Monitoreo y la evaluación de plantaciones forestales:** son procesos fundamentales para comprender y mejorar la salud, el crecimiento y la productividad de los bosques plantados. Estos procesos implican la recopilación sistemática de datos sobre diversos aspectos de la plantación y el análisis de dicha información para tomar decisiones informadas.
- **8. Aprovechamiento:** es una actividad clave para la gestión sostenible de los recursos forestales, que busca equilibrar la producción económica con la conservación ambiental y el bienestar social. Mediante una planificación cuidadosa y la implementación de prácticas responsables, es posible obtener beneficios a largo plazo para las generaciones presentes y futura.



Tema 10

Reforestación para la restauración: Manejo del crecimiento

Luis Diego Jimenez
(djimenez@catie.ac.cr)

Reforestación para la Restauración: manejo del crecimiento

Manejo de plantaciones forestales

La silvicultura de plantaciones se sustenta en tres pilares fundamentales: semilla, suelo y manejo. Para lograr niveles de competitividad a nivel internacional, es crucial emplear la mejor tecnología, procedimientos y condiciones disponibles. Este enfoque busca maximizar el potencial de un sitio y el valor de los productos de la plantación, asegurando al mismo tiempo que la producción se mantenga sostenible a lo largo del tiempo. Esto implica maximizar la producción sin comprometer la capacidad productiva del sitio en el futuro, abordando y corrigiendo los factores limitantes que puedan afectar la productividad (rendimiento potencial) a largo plazo.

Rendimiento potencial limitado

Hace referencia a la capacidad restringida de un sistema o proceso para producir resultados óptimos o máximos debido a diversas limitaciones o restricciones.

En el contexto de la silvicultura, el rendimiento potencial limitado puede ser resultado de factores como la calidad del suelo, la disponibilidad de agua, la genética de las plantas, las condiciones climáticas adversas, la competencia de arvenses, la disponibilidad de recursos financieros, entre otros. Estas limitaciones pueden impedir que las plantaciones alcancen su máximo rendimiento y productividad.

Para abordar el rendimiento potencial limitado, es importante identificar y comprender las causas subyacentes de las limitaciones y tomar medidas para mitigarlas o superarlas. Esto puede implicar la mejora de las prácticas de manejo del suelo, la

selección de especies o procedencias, la implementación de sistemas de monitoreo, el control de plagas y enfermedades, entre otras estrategias. Al hacerlo, se puede trabajar hacia el aprovechamiento máximo del potencial de producción de un área o sistema determinado.

Manejo del crecimiento

En el contexto de la reforestación para la restauración, el manejo del crecimiento se refiere a las prácticas y estrategias utilizadas para promover un crecimiento saludable y sostenible de los árboles plantados. Esto implica una serie de acciones destinadas a optimizar las condiciones de crecimiento y maximizar el éxito de la reforestación. Algunas de estas prácticas incluyen:

- **Selección de especies adecuadas:** Elegir especies de árboles que sean nativas y estén bien adaptadas a las condiciones del sitio, como el clima, el suelo y la disponibilidad de agua. Esto asegura un establecimiento más exitoso y un crecimiento más vigoroso a largo plazo.
- **Preparación del sitio:** Preparar el sitio de reforestación mediante la eliminación de malezas, la mejora de la estructura del suelo, la corrección de la erosión y la compactación, y la implementación de medidas de conservación del agua, como la construcción de zanjas de retención y la instalación de sistemas de riego.
- **Plantación adecuada:** Plantar los árboles de manera adecuada, asegurando que estén bien espaciados y colocados a la profundidad adecuada en el suelo. Esto promueve un enraizamiento fuerte y un crecimiento saludable desde el principio.
- **Control de malezas y competencia:** Controlar las malezas y otras plantas competidoras que puedan competir por agua, luz y nutrientes con los árboles recién plantados. Esto se puede lograr mediante la aplicación de herbicidas selectivos, la mulching o la utilización de cubiertas vegetales.

- **Fertilización y nutrición:** Aplicar fertilizantes orgánicos o minerales según sea necesario para corregir deficiencias nutricionales y promover un crecimiento óptimo de los árboles. Esto puede ser especialmente importante en suelos degradados o empobrecidos.
- **Monitoreo y mantenimiento:** Realizar un monitoreo regular del crecimiento de los árboles y de las condiciones del sitio, y tomar medidas correctivas según sea necesario. Esto puede incluir la poda de árboles para eliminar ramas muertas o dañadas, la protección contra plagas y enfermedades, y la reposición de árboles que no han sobrevivido.

Control de malezas: manejo de la cobertura

La reducción de competencia, también conocida como control de malezas, es una práctica crucial para promover el crecimiento saludable de las especies arbóreas deseadas. Aquí están algunos aspectos importantes a considerar:

- **Concepto de maleza:** Las malezas se refieren a cualquier planta no deseada que compite con las especies arbóreas que se están reforestado. Estas pueden ser hierbas, arbustos, lianas u otras plantas que crecen de manera no controlada y pueden obstaculizar el desarrollo de los árboles jóvenes.
- **Tácticas de control:** Existen varias tácticas para controlar las malezas, que van desde métodos manuales hasta métodos mecánicos y químicos. Las tácticas manuales incluyen el arranque o corte de las malezas a mano, mientras que las tácticas mecánicas pueden involucrar el uso de herramientas como cortadoras de malezas o desbrozadoras. Los métodos selectivos se enfocan en eliminar solo las especies no deseadas, mientras que los métodos extensivos pueden abordar áreas más grandes de manera menos específica.

Intervenciones intermedias de manejo

Poda: la poda desempeña un papel fundamental al contribuir a varios aspectos importantes del proceso. Aquí se presentan algunas razones clave para llevar a cabo la poda:

- **Enriquecimiento del suelo:** La poda puede proporcionar materia orgánica al suelo, enriqueciéndolo con nutrientes y acelerando su proceso de recuperación. Esto ayuda a restaurar la fertilidad del suelo y a crear condiciones favorables para el crecimiento de nuevas plantas.
- **Prevención de incendios:** La poda selectiva puede ayudar a reducir la acumulación de materia seca y combustible en el suelo, disminuyendo así el riesgo de incendios forestales. Esto es especialmente importante en áreas propensas a la sequía o con altas temperaturas.
- **Objetivos de la plantación:** La poda también puede estar dirigida a cumplir con objetivos específicos de la plantación, como dar forma a la arquitectura de los árboles para promover un crecimiento saludable y sostenible. Esto puede incluir la eliminación de ramas muertas, enfermas o mal formadas para mejorar la resistencia al viento y prevenir daños por heladas.
- **Gestión de la competencia:** Además, la poda puede ayudar a gestionar la competencia intra e interespecífica durante el desarrollo de la plantación, permitiendo que las especies seleccionadas compitan de manera más equitativa por recursos como la luz solar, el agua y los nutrientes.

Raleos: los raleos son una operación silvicultural esencial que consiste en manejar la densidad de árboles dentro de una plantación, manipulando y controlando la cantidad de material vegetal que crece en el área. El objetivo principal de los raleos es mantener la densidad de la plantación dentro de los límites recomendados para alcanzar los objetivos establecidos para la misma.

¿Cuándo ralear? Los raleos se llevan a cabo en momentos específicos del desarrollo de una plantación, los cuales pueden ser identificados mediante diversos indicadores, tales como:

- **Cierre del dosel:** Cuando el dosel de la plantación se cierra y la competencia por la luz y los recursos se intensifica, es momento de considerar realizar raleos para reducir la densidad y permitir un crecimiento más saludable de los árboles.
- **Cambios en la vegetación:** La aparición de especies indeseables o la disminución de la diversidad vegetal pueden indicar la necesidad de realizar raleos para mejorar la composición y estructura de la plantación.
- **Recesión de copas:** Si se observa una competencia excesiva entre los árboles, manifestada en la recesión de las copas debido a la falta de espacio y luz, es necesario considerar la realización de raleos para aliviar esta presión.
- **Diámetro de árboles en el borde superior:** Cuando los árboles alcanzan un diámetro en el borde superior del rango dentro de la plantación, es momento de considerar realizar raleos para mantener un adecuado equilibrio y evitar la competencia excesiva.
- **Índices de densidad:** El monitoreo regular de los índices de densidad, como el número de árboles por hectárea o la distribución espacial de los mismos, puede proporcionar indicadores claros sobre la necesidad de realizar raleos para optimizar el crecimiento y desarrollo de la plantación

Uno de los índices más comúnmente utilizados para evaluar y gestionar la densidad en una plantación forestal es el **índice de densidad de rodal de Reineke (IDR)**. Este índice proporciona una medida de la cantidad de árboles por unidad de área en relación con el diámetro a la altura del pecho (DAP) promedio de los árboles en el rodal. También conocido como el diámetro cuadrático medio, este índice es una herramienta importante para evaluar y ajustar la densidad de la plantación con el fin de promover un crecimiento saludable y sostenible de los árboles.

La densidad en un rodal refleja la proximidad entre los árboles, lo cual influye directamente en la productividad forestal y el tamaño de los individuos. El modelo de Reineke y su índice de densidad del rodal (IDR) se emplean para establecer parámetros en la gestión de la densidad (DMD). Este índice define los límites superiores del autoaclareo y el punto mínimo de ocupación del sitio. A pesar de su importancia, en la construcción de un DMD, a menudo existe un desconocimiento o falta de claridad en cuanto a aspectos metodológicos relevantes.

Control fitosanitario

El control fitosanitario es crucial para prevenir y manejar los ataques de plagas y enfermedades que pueden afectar a los árboles en cualquier etapa de su crecimiento. Es recomendable implementar medidas específicas durante etapas críticas del proceso:

- **Selección de material de calidad:** Es fundamental plantar únicamente material vegetal de alta calidad, que sea vigoroso, tenga un buen tamaño y esté libre de enfermedades o plagas visibles.
- **Elección adecuada de especies:** Se debe seleccionar cuidadosamente las especies que se van a plantar, considerando su resistencia natural a plagas y enfermedades comunes en la zona.
- **Preparación del sitio:** Antes de la plantación, es importante preparar adecuadamente el sitio, asegurándose de que el suelo tenga las condiciones óptimas para el crecimiento saludable de los árboles.
- **Manejo oportuno de plagas y enfermedades:** Se deben tomar medidas preventivas y correctivas de manera oportuna para controlar la aparición y propagación de plagas y enfermedades. Esto puede incluir el uso de métodos biológicos, químicos o culturales, según sea necesario.
- **Inspecciones periódicas:** Realizar inspecciones regulares del bosque para detectar signos de plagas o enfermedades, y tomar medidas rápidas si se identifican problemas. La detección temprana y la respuesta rápida son clave para minimizar los daños causados por estas amenazas fitosanitarias.



Tema 11

Reforestación para la restauración: Monitoreo, Evaluación y Validación

Luis Diego Jimenez
(djimenez@catie.ac.cr)

Reforestación para la Restauración: monitoreo, evaluación y valoración

Monitoreo de plantaciones forestales

Considerando que el manejo de plantaciones implica una toma de decisiones deliberada y ajustes continuos en respuesta a nueva información y cambios en el entorno, resulta evidente la necesidad de contar con una mayor variedad de herramientas y recursos para orientar eficazmente las decisiones de gestión.

Este proceso involucra varias etapas: desde la definición de objetivos y necesidades de información, pasando por el desarrollo del plan, la recolección y análisis de datos, hasta la evaluación y reporte de resultados.

- ¿Qué tipo de información necesitamos?
- ¿Cómo podemos medir y evaluar eficazmente?
- Y, finalmente, ¿cómo podemos utilizar los resultados para adaptar el proyecto de manera óptima?

Para asegurar que la plantación sea sostenible, es fundamental llevar a cabo un monitoreo exhaustivo de diversos aspectos clave:

1. Crecimiento de los árboles: Se debe evaluar el crecimiento en altura y diámetro de los árboles para determinar su desarrollo y vigor.
2. Estado fitosanitario de los árboles: Es crucial examinar la presencia de enfermedades, plagas y cualquier otro factor que pueda afectar la salud de los árboles.

3. Competencia de malezas y daños: Se debe controlar la competencia de malezas y evaluar cualquier daño causado por factores como el viento, la fauna silvestre o el manejo inadecuado.
4. Calidad de la madera: Se debe analizar la calidad de la madera producida, incluyendo la densidad, resistencia y otras características deseables.
5. Biodiversidad y regeneración natural: Es importante observar la presencia y diversidad de especies vegetales y animales en el área de la plantación, así como la capacidad de regeneración natural del ecosistema.
6. Enfermedades y plagas: Se debe monitorear activamente la aparición de enfermedades y plagas específicas que puedan afectar la salud de los árboles y la productividad de la plantación.
7. Condiciones climáticas y del suelo: Se deben registrar y analizar las condiciones climáticas y del suelo, incluyendo la temperatura, materia orgánica, humedad, pH y nutrientes disponibles, ya que estas variables pueden influir significativamente en el crecimiento y sanidad de los árboles

Este enfoque holístico garantiza una gestión efectiva y sostenible de las plantaciones forestales, promoviendo su salud a largo plazo y maximizando su contribución a la biodiversidad y al medio ambiente.

En el proceso de recolección y análisis de información, se emplean diversas técnicas de monitoreo, incluyendo:

1. Monitoreo visual mediante fotografías e imágenes satelitales, con registro detallado de fecha y ubicación de captura.
2. Evaluación del desempeño del arbolado, que abarca el porcentaje de supervivencia, el diámetro a la altura del pecho y la altura del árbol.
3. Análisis de la productividad forestal y la regeneración, mediante medidas como el área basal, el volumen de madera, la forma del fuste y la regeneración del sotobosque.

4. Evaluación de los servicios ambientales proporcionados por la plantación, como la captura de carbono y la biomasa, la diversidad y abundancia de especies, indicadores de biodiversidad, así como la productividad del suelo y la hidrología.
5. Monitoreo de aspectos sociales relacionados con la plantación, como la participación comunitaria, la generación de empleo, los beneficios sociales y los indicadores de impactos negativos

Inventarios de plantaciones

Los inventarios de plantaciones son fundamentales para tomar decisiones informadas sobre el manejo de los árboles. La precisión y representatividad de los datos son cruciales para obtener resultados confiables.

- ¿Qué información necesitamos obtener durante los inventarios?
- ¿Cómo podemos medir y evaluar eficazmente los datos recopilados?
- ¿Cómo podemos utilizar los resultados para adaptar y mejorar el proyecto de plantación?

En la actualidad, toda plantación forestal moderna se basa en un sistema de inventario continuo. La toma de muestras de la plantación puede realizarse de dos maneras principales:

1. Red de parcelas permanentes de muestreo, distribuidas aleatoriamente en toda el área plantada.
2. Establecimiento de parcelas temporales de muestreo para aumentar la precisión de los datos recopilados.

¿Cómo desarrollar una red apropiada de parcelas permanentes?

Para desarrollar una red adecuada de parcelas permanentes que sea representativa de la plantación y genere información de alta calidad con estimaciones con un error inferior al 10%, es fundamental garantizar que todos los árboles existentes en la plantación, incluyendo los bordes, tengan la misma probabilidad de ser incluidos en la muestra. Esto se puede lograr mediante una cuidadosa planificación y distribución de las parcelas de muestreo, asegurando una cobertura uniforme de todo el terreno plantado y evitando sesgos en la selección de las ubicaciones de las parcelas. Además, es crucial emplear métodos estadísticos apropiados para el diseño de la muestra y el análisis de los datos recopilados, lo que garantizará la fiabilidad y precisión de las estimaciones obtenidas a partir de la red de parcelas permanentes.

Claves de los inventarios de plantaciones

1. Planificación del inventario: Definición de objetivos, recopilación de información relevante, diseño del muestreo, establecimiento de procedimientos de medición y gestión de incertidumbres.
2. Diseño del muestreo: Determinación de la intensidad de muestreo requerida, establecimiento del error máximo permisible y nivel de confiabilidad, cálculo del tamaño de la muestra y elección del tipo de muestreo a utilizar.
3. Procedimiento para ubicar las unidades de muestreo en campo: Establecimiento de un método claro y consistente para la localización de las unidades de muestreo en el terreno.
4. Evaluación del muestreo: Medición de cambios para justificar la continuidad del inventario o realizar ajustes si los impactos esperados no se están alcanzando. Es esencial estandarizar los métodos para garantizar precisión, confiabilidad, efectividad de costos y factibilidad a largo plazo.
5. Responsabilidad del monitoreo: Definición de quién llevará a cabo el monitoreo y supervisará el proceso.

6. Determinación del tamaño y número de muestras: Evaluación de cuántas unidades de muestreo son necesarias y cuál debería ser su tamaño. Consideración de factores como costos, representatividad, forma, sesgo y estadísticas descriptivas para garantizar la validez y fiabilidad de los resultados obtenidos

En la mayoría de los casos se utilizan intensidades de muestreo recomendadas según el tamaño de la plantación o estrato:

Tamaño del estrato o plantación (ha)	Intensidad de muestreo (% del área total)	Número de parcelas por ha
1 a 3	5	5.0
3.1 a 6	4	4.0
6.1 a 10	3	3.0
10.1 a 20	2	2.0
20.1 a 50	1.5	1.5
> 51	1	1.0

Error de muestreo: En lotes o plantaciones de menos de 6 ha siempre se presentará el problema de registrar valores muy altos de error de muestreo si se utiliza el procedimiento tradicional de muestreo basado en parcelas de 200 y 500 m² de superficie

En las técnicas de muestreo, se utilizan procedimientos para calcular el tamaño de la muestra necesaria para lograr una precisión deseada o previamente definida.

$$n = \frac{t^2_{\alpha/2, n-1} * (CV\%)^2}{E(\%)^2 + \frac{t^2_{\alpha/2, n-1} * (CV\%)^2}{N}}$$

Debemos conocer

Coeficiente de variación y error de muestreo deseado, entonces variando los grados de los grados de libertad (t) buscamos que n se estabilice

El tamaño y la forma de las parcelas

El tamaño de las parcelas dependerá del objetivo específico del muestreo. Se busca una óptima relación entre la eficiencia de muestreo y los costos de instalación, siendo recomendable que las parcelas incluyan entre 15 y 20 árboles.

Las parcelas permanentes suelen tener forma rectangular o cuadrada, mientras que las parcelas temporales suelen ser circulares. Esta elección de forma se basa en consideraciones prácticas y de diseño estadístico para garantizar la representatividad y precisión de los datos recolectados

¿Cómo abordar inventarios en plantaciones pequeñas de 1-2 hectáreas?

Por lo general, los inventarios en plantaciones pequeñas pueden presentar desafíos en cuanto al número de parcelas a establecer, siendo común utilizar solo 1 o 3 parcelas. Esto puede conducir a una variabilidad de la información y a errores de muestreo muy altos o incluso imposibilitar su estimación.

Una práctica recomendada es iniciar con un método de muestreo sistemático, donde en campo se seleccione aleatoriamente un árbol y luego se proceda a muestrear cada 25avo árbol (4%) o 33avo árbol (3%) en pie. Este enfoque ayuda a maximizar la representatividad de la muestra y a reducir la posibilidad de sesgos en la recolección de datos, permitiendo obtener estimaciones más precisas y confiables en plantaciones de tamaño reducido

Utilización de vehículos aéreos no tripulados (VANTs) en la evaluación de la calidad y estado de desarrollo de plantaciones forestales

La eficacia en el uso de vehículos aéreos no tripulados (VANTs) en la evaluación de la calidad y estado de desarrollo de plantaciones forestales se logra mediante la implementación de procedimientos estandarizados para la recolección y análisis de datos de campo, lo que permite generar la información necesaria con precisión y consistencia.

El uso de VANTs en el monitoreo de plantaciones forestales ofrece una herramienta eficaz y precisa para la evaluación de la salud y desarrollo de las plantaciones, permitiendo una gestión más informada y eficiente de los recursos forestales.”

El proceso de utilización de VANTs implica varias etapas, que incluyen:

1. Planificación de vuelos: Define los objetivos específicos de la evaluación y establece la ruta y altitud de los vuelos para garantizar una cobertura adecuada del área de estudio.
2. Desarrollo de vuelos: Realiza los vuelos sobre la plantación forestal de acuerdo con el plan establecido, capturando imágenes de alta resolución y otros datos relevantes.
3. Procesamiento de datos: Se lleva a cabo el procesamiento de las imágenes y datos recopilados para generar productos como ortomosaicos, modelos digitales de elevación y mapas de índices de vegetación.
4. Zonificación según índices de vegetación: Se realiza una zonificación del área de estudio en función de los índices de vegetación calculados a partir de los datos recopilados, lo que permite identificar áreas con diferentes niveles de desarrollo vegetal y calidad de la plantación.

Los productos directos del procesamiento de fotos obtenidas mediante VANTs, junto con operaciones simples en Sistemas de Información Geográfica (SIG) o interpretación visual de ortomosaicos, se dividen en categorías de viabilidad:

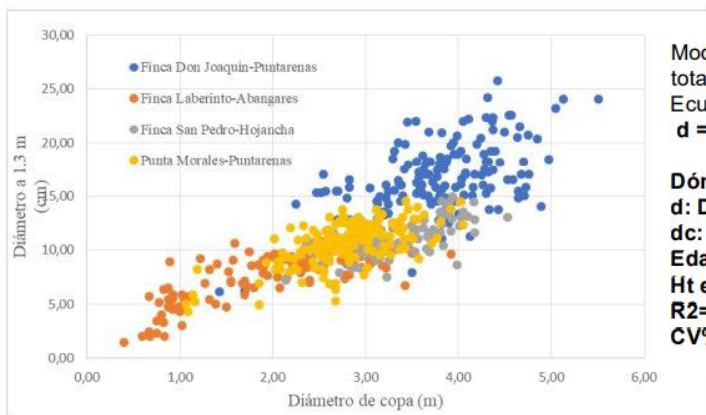
Alta viabilidad: Incluye la producción de videos para reportar áreas efectivas, mantenimiento inicial de áreas dañadas y estimación de la altura media y máxima de los árboles.

Mediana viabilidad: Implica la obtención del número de árboles por hectárea, la tasa de mortalidad, el estado sanitario y el diámetro promedio a la altura del pecho (DAP).

Baja viabilidad: Contempla variables como la posición espacial de los árboles, el volumen comercial, los árboles vivos en sistemas agroforestales (SAFs) y la biomasa. Estos requieren procesamiento adicional de ortomosaicos, interpretación visual o muestreo y mediciones en ortomosaicos, junto con modelos o ecuaciones alométricas específicas.

Para variables con mediana viabilidad, como el número de árboles por área efectiva o el control de ejecución de podas, se puede realizar un procesamiento adicional de ortomosaicos con interpretación visual o muestreo y mediciones con modelos específicos.

Para variables con baja viabilidad, como el diámetro promedio de los árboles o la biomasa arriba del suelo, se necesita un procesamiento adicional de ortomosaicos o interpretación visual, o bien, muestreo y mediciones en ortomosaicos junto con modelos o ecuaciones alométricas específicas.



Modelo 3. Usando diámetro de copa (dc), edad y altura total (ht)

Ecuación:

$$d = -1.64742 + 1.87127 * dc + 1.03433 * Edad + 0.43310 * ht$$

Dónde:

d: Diámetro a 1,3 m de altura (cm).

dc: Diámetro de copa (m).

Edad en años

Ht es altura total (m)

R²= 0,84

CV%=14,56%

Relación entre diámetro a 1,3 m de altura (d) en función del diámetro de copa (dc) para rodales de *Tectona grandis* en cuatro plantaciones en Costa Rica

Valor Real y Valor de Mercado de la plantación forestal

Para estimar el valor de las plantaciones forestales en pie, se consideran tanto el valor real como el de mercado. El valor real está determinado por el volumen, calidad, edad y especie de los árboles. El volumen se clasifica en diferentes clases diamétricas y categorías de calidad, y se descuenta un 10% por cada disminución en la calidad de la troza o árbol. Además, se ajusta el valor real según la categoría de tamaño de la troza, lo que afecta el rendimiento en aserrío en relación con la clase diamétrica. A las plantaciones menores de 10 años se les aplica un descuento adicional debido a la calidad de su madera.

El valor de mercado se ajusta al valor real considerando siete parámetros que definen el potencial de aprovechamiento y transporte del producto de la plantación. Estos parámetros incluyen la escala de la plantación, la distancia al sitio de transformación de la madera, el acceso a la plantación dentro de la finca, la topografía y pendiente del terreno, la presencia de pedregosidad, malezas y la densidad de la plantación. Este ajuste permite obtener una estimación más precisa del valor comercial de la plantación forestal en pie.

Para mejorar la estimación del valor real de una plantación, se debe considerar no solo el volumen y las dimensiones de los árboles, sino también su potencial de producción de madera comercial. Se realiza un ajuste adicional al valor de la madera en pie basado en el efecto de la edad del árbol, ya que con el tiempo se produce la formación de madera adulta y la aparición del duramen. Estos cambios en la madera son clave para determinar su calidad y precio en el mercado comercial.

La edad en la que ocurren estos cambios en el árbol varía según la especie. Por lo tanto, es importante analizar las posibilidades reales de aprovechar y transportar el producto hasta su sitio de transformación. En la experiencia costarricense, se observa que los finqueros suelen destinar los peores y más alejados sitios dentro de su propiedad para establecer plantaciones forestales. Esto resulta en un aumento considerable de los costos de manejo y cosecha de la plantación, lo que debe ser tenido en cuenta al valorar una plantación forestal.



Tema 12

Agricultura regenerativa para la restauración de paisajes

Max Yamauchi
(myamauchi@catie.ac.cr)

Agricultura Regenerativa para la restauración del paisaje

La problemática alrededor de la producción agrícola

La economía global actual deja a miles de millones de personas sin lo esencial para la vida al mismo tiempo que está sobrepasando múltiples límites planetarios. La agricultura está en el centro de la problemática dado el impacto causado por la producción de alimentos.

El 29% de la superficie del planeta es tierra (149 millones de km²) y solo un 71% es tierra habitable, de los cuales casi la mitad es utilizable para la agricultura (Hannah Ritchie and Max Roser, 2019). Cada año el mundo pierde alrededor de 5 millones de hectáreas de bosque y el 95% de esto ocurre en los trópicos. Al menos 75% de esto es impulsado por la agricultura, es decir, la tala de bosques para la producción de cultivos agrícolas, expansión de la ganadería y la producción de algunos productos como por ejemplo plantaciones forestales monoespecíficas para la producción de pulpa para papel (Hannah Ritchie, 2021). Lo cierto es que la producción de alimentos representa más de una cuarta parte (26 %) de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero (Poore & Nemecek, 2018).

Algunos de los impactos de la producción de alimentos son:

- Cerca de 33% de los suelos del planeta tierra están moderadamente o altamente degradados (FAO, 2021).
- A nivel mundial, la agricultura es responsable por el 70% de todas las extracciones de agua superficial y subterránea, principalmente para riego (FAO, 2021)
- El 78 % de la eutrofización mundial de los océanos y el agua dulce es causada por la agricultura (Poore, 2018)

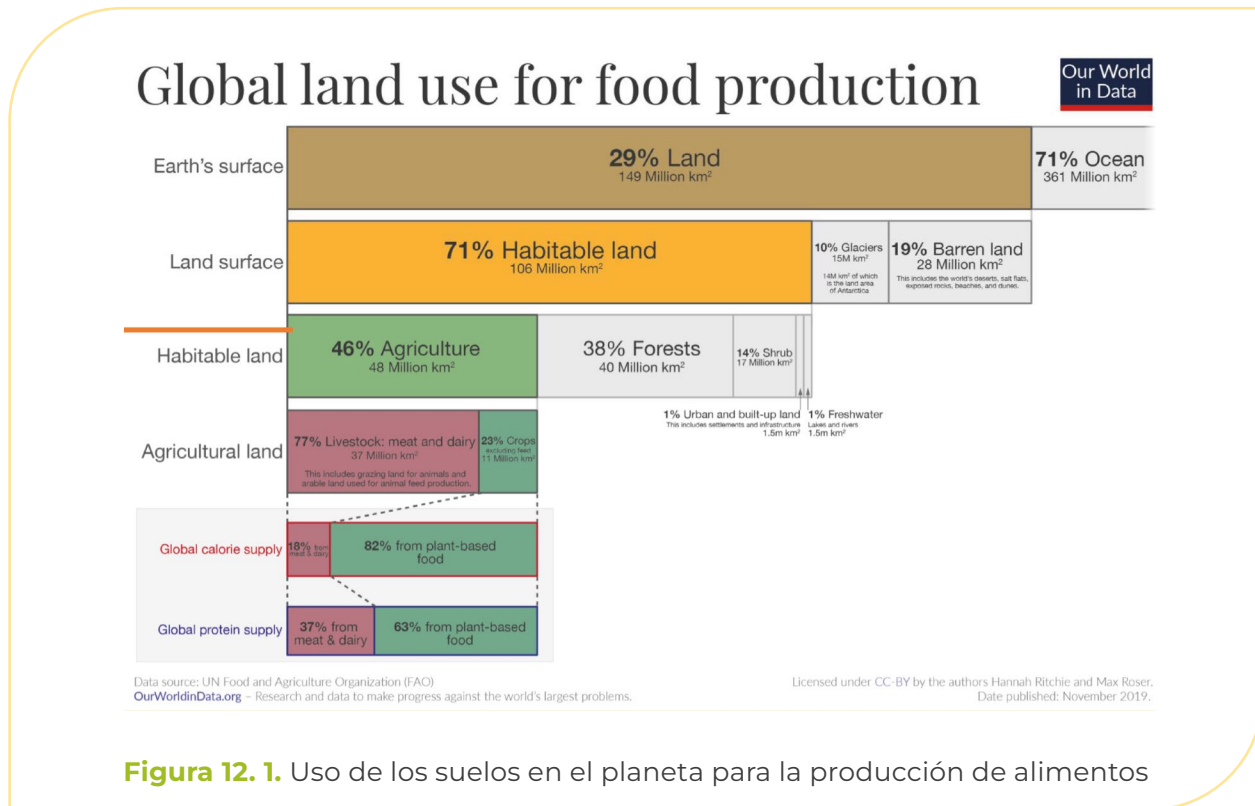


Figura 12. 1. Uso de los suelos en el planeta para la producción de alimentos

Así, es necesario comprender que, al mismo tiempo que la agricultura está en el centro de la problemática y degradación de los paisajes, ella es necesaria para la sociedad, y por eso debe estar en el centro de la solución, como clave para la restauración también. En este sentido, algunas organizaciones multilaterales y gobiernos ya vienen adoptando el término “Agricultura Regenerativa” en sus discursos y lineamientos. ¿Sin embargo...Qué es la “Agricultura Regenerativa”?



¿Qué es la Agricultura Regenerativa?

La Agricultura Regenerativa, en cuanto concepto y término, aún se encuentra en discusión y sin definiciones universalmente aceptadas por la comunidad científica, practicantes y órganos multilaterales. En una revisión sistemática, Newton et al., 2020, analizó un total de 229 artículos, publicados entre 1982 y 2019, buscando definiciones y descripciones para Agricultura Regenerativa. De estos, apenas 22 presentan una aproximación a una definición. Otros 99 artículos presentan descripciones sueltas sobre Agricultura Regenerativa.

En este proceso se constató una dualidad conceptual sobre cómo se define la Agricultura Regenerativa. Por un lado, existen definiciones y descripciones basadas en procesos (prácticas), como disminuir labranza, cultivos de cobertura, rotación de cultivos, no uso o uso reducido de insumos externos. Por otro lado, hay definiciones se basan en los resultados (efectos) del sistema productivo, como la mejora de la salud del suelo, aumento de biodiversidad, aumento del secuestro de carbono, etc.

Frente a esta variedad, algunas reflexiones son válidas desde cada perspectiva. En el caso de las definiciones basadas en procesos/prácticas: *¿Los mismos procesos o prácticas necesariamente llevan siempre a los mismos resultados positivos esperados para poder asumir la práctica define la regeneración?* En el caso de las definiciones basadas en resultados/impactos: *¿Cualquier práctica, no importa cuál sea, que lleve a un resultado de regeneración, es válida y aceptada como Agricultura Regenerativa?* Quizás, todavía no hay una respuesta concreta para estas reflexiones, pero diferentes practicantes y autores también apuntan a definiciones mixtas, que integran criterios basados en prácticas y resultados.

Algunas de las prácticas/procesos y resultados utilizados en definiciones y descripciones de Agricultura Regenerativa, según el estudio de Newton et al., son:

Cuadro 10.1. Resumen de procesos y resultados que incluyern en definiciones o descripciones de agricultura regenerativa en artículos de revistas y sitios web de profesionales

Dimension of regenerative agriculture	Journal articles		Practitioner websites		Outcomes				
	N	%	N	%					
Processes									
Reduce tillage (or no-, minimal-, conservation-)	14	11.6	9	40.9	To improve ecosystem health (including ecosystem services)	21	17.4	7	31.8
Protect/cover the soil	6	5.0	4	18.2	To increase biodiversity	26	21.5	10	45.5
Use cover crops	10	8.3	8	36.4	To improve water health (e.g., hydrology, storage, reduce pollution)	18	14.9	10	45.5
Use crop rotations	12	9.9	7	31.8	To improve soil health (e.g., structure, soil organic matter, fertility)	49	40.5	19	86.4
Use crop plant diversity (including intercropping)	11	9.1	3	13.6	To increase carbon sequestration	21	17.4	14	63.6
Incorporate perennials and trees	7	5.8	6	27.3	To reduce greenhouse gas emissions	5	4.1	3	13.6
Restore natural habitats	3	2.5	1	4.5	To improve animal welfare	0	0.0	3	13.6
Integrate livestock	23	19.0	9	40.9	To maintain or increase yields	10	8.3	5	22.7
Use ecological or natural principles or systems	9	7.4	3	13.6	To maintain or improve farm productivity	18	14.9	5	22.7
Use no or low external inputs; maximize on-farm inputs	32	26.4	7	31.8	To increase crop health and/or resilience	9	7.4	3	13.6
Use organic methods	10	8.3	3	13.6	To improve food access and/or food security	10	8.3	3	13.6
Use natural pest control	7	5.8	2	9.1	To improve food nutritional quality and/or human health	13	10.7	7	31.8
Use no synthetic pesticides	15	12.4	4	18.2	To improve food safety	2	1.7	1	4.5
Use organic fertilizers	8	6.6	2	9.1	To improve the social and/or economic wellbeing of communities	21	17.4	9	40.9
Use compost, mulch, green manure, or crop residues	11	9.1	6	27.3	To increase farm profitability	19	15.7	6	27.3
Use no synthetic fertilizers	15	12.4	5	22.7	To create a circular system and/or reduce waste	14	11.6	1	4.5
Focus on localism and/or regionality	6	5.0	0	0.0	Other	5	4.1	3	13.6
Focus on small scale systems	3	2.5	0	0.0					
Rely on farm labor, including for local knowledge	3	2.5	0	0.0					
Other	4	3.3	1	4.5					

Así, uno puede preguntarse, ¿“cuál de las opciones abajo es la definición correcta de Agricultura Regenerativa?”. Sin embargo, la respuesta es que no hay una definición correcta, así como no hay una incorrecta. Son todas definiciones existentes, publicadas y utilizada por diferentes actores, sea por organizaciones de practicantes o científicos.

Conclusión: *Todavía no existe una definición legal, reglamentaria, científica, o de uso común, ampliamente aceptada del término “agricultura regenerativa”. Este es un proceso todavía en abierto y en discusión.*

Opción 1 *“un sistema de principios y prácticas agrícolas que aumenta la biodiversidad, enriquece los suelos, mejora las cuencas hidrográficas y mejora los servicios ecosistémicos” (Terra Genesis International, 2020)*

Opción 2 *“un diseño holístico de largo plazo que intenta cultivar la mayor cantidad de alimentos utilizando la menor cantidad de recursos posible de una manera que revitalice el suelo en lugar de agotarlo, al tiempo que ofrece una solución al secuestro de carbono” (Rhodes ,2017).*

Opción 3 *“una forma de empresa que incorpora una comunidad de personas comprometidas en el trabajo civil para producir y consumir los alimentos (y la tierra, el paisaje y las comodidades) que ellos, colectivamente, deciden cultivar” (Ravenscroft et al 2013)*

Opción 4 *“un enfoque de agricultura que se define por mejorar los recursos que utiliza, en lugar de deteriorarlos Es un enfoque de sistemas holísticos para la agricultura que fomenta la innovación continua en la finca para el bienestar ambiental, social, económico y espiritual (Rodale Institute, 2014)*

Opción 5 *“un enfoque de la agricultura que utiliza la conservación del suelo como punto de entrada para regenerar y contribuir a múltiples servicios ecosistémicos de provisión, regulación y apoyo, con el objetivo de que esto mejorar no solo las dimensiones ambientales, sino también sociales y económicas de la producción sostenible de alimentos (Schreefel et al 2020)*

No obstante, la falta de una definición ampliamente aceptada es tampoco un escenario favorable. La ambigüedad o la incertidumbre sobre a qué se refiere un individuo u organización cuando usa el término “agricultura regenerativa” puede generar múltiples desafíos:

1. Problemas para testar/ alinear y comparar investigaciones;
2. Confusión y engaño de consumidores;
3. Corrupción, “lavado verde” y apropiación conceptual, pérdida de significado
4. Problemas para el desarrollo de políticas públicas y programas

En este contexto, se resalta, según el informe de FOLU, 2023, que *“es necesario avanzar hacia un marco basado en resultados para medir y evaluar las prácticas agrícolas regenerativas para apoyar la alineación global y, al mismo tiempo, guiar a los profesionales para identificar e innovar en torno a intervenciones específicas del sitio”*.

Las prácticas de la Agricultura Regenerativa

Aunque todavía no hayan “definiciones definitivas” de Agricultura Regenerativa, Schreefel (2020), FOLU (2023) y Newton (2020), apuntan convergencias en temas y características centrales de este modelo de agricultura: foco en la salud del suelo, biodiversidad y secuestro de carbono. Así, revisemos algunas prácticas con potencial para promover la salud de estos componentes y que son frecuentemente mencionadas como acciones regenerativas:

Cultivos de cobertura. Plantas no leñosas sembradas simultánea o secuencialmente con un cultivo productivo con fines agronómicos o ambientales (ej. cobertura del suelo, generación de biomasa, control de enfermedades).



Figura 12.3. Cultivos de cobertura

Policultivos o cultivo intercalado. Al menos dos especies de cultivo sembradas simultáneamente en la misma tierra agrícola, generalmente en hileras o franjas alternas, en comparación con la tierra utilizada para cultivar una sola especie de cultivo.



Figura 12.4. Policultivo

Mínima o no labranza del suelo. Labranza y revolvimiento del suelo nulo o reducido, en comparación con la labranza convencional.



Figura 12.5. Cultivos con labranza minimizada, como la “siembra directa” en la paja.

Pastoreo rotacional. Manejo de pastizales que comprende pastoreo rotativo en comparación con pastoreo continuo y extensivo; tiene intensidad de pastoreo ligera en comparación con intensidad alta o moderada. Evita la sobrecarga animal y la compactación del suelo.



Figura 12.6. Pastoreo rotacional.

Sistemas agroforestales. Plantas leñosas (árboles, arbustos) sembradas de forma secuencial o simultánea con cultivos productivos (ej.: cultivo en callejones, sistemas multi-estrato, cercas vivas, SSP), en comparación con tierras de cultivo sin plantas leñosas.



Figura 12.7. Sistemas agroforestales

Sistemas agroforestales sucesionales. Aprovechan el flujo energético y tendencia de la sucesión natural para la producción agrícola. Muy diversificados, generalmente son multi-estrato y cumplen con la función de cobertura del suelo.

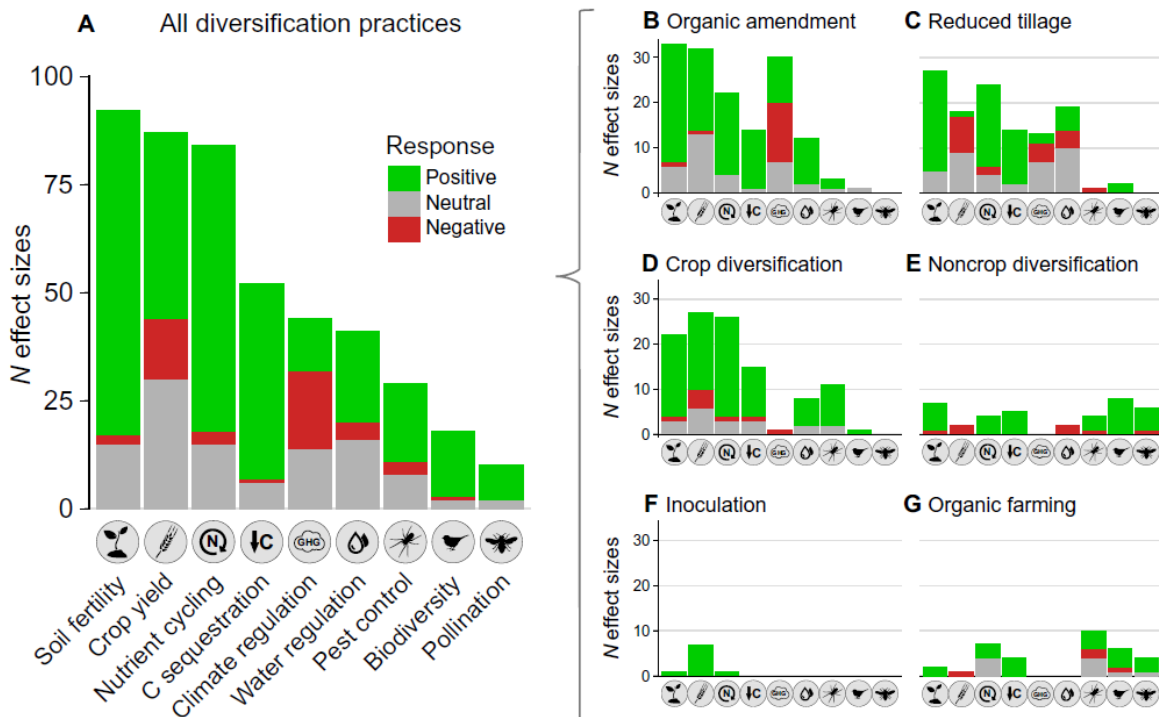


Figura 12.8. Sistemas agroforestales sucesionales

Algunos efectos de las prácticas regenerativas...

Adelante se presentan algunos artículos que demuestran los efectos ecosistémicos, sociales y económicos que algunas de las prácticas mencionadas anteriormente pueden proporcionar:

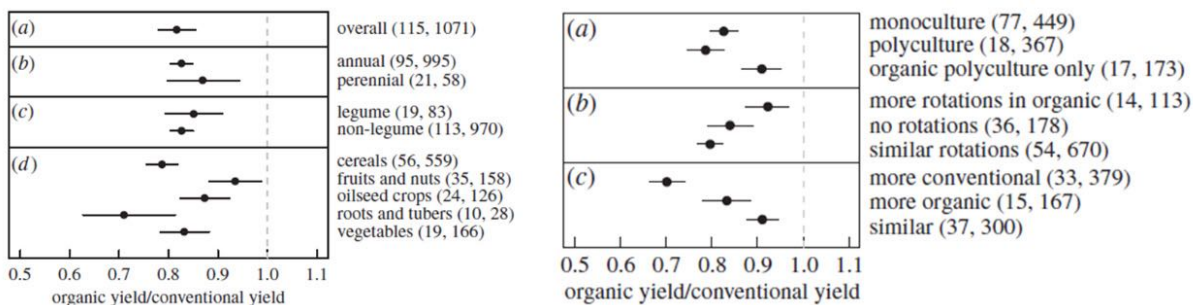
- Tamburini *et al.* (2020): “Las prácticas de diversificación agrícola promueven múltiples servicios ecosistémicos sin comprometer la productividad”, un metaanálisis de 6167 estudios.
- Beillouin *et al.* (2021): “Efectos positivos pero variables de la diversificación de cultivos sobre la biodiversidad y servicios ecosistémicos”, un meta-análisis de 95 meta-análisis.



Jose (2009). Una visión general sobre agroforestería para servicios ecosistémicos y beneficios ambientales: Evidencias anteriores y actuales indican claramente que la agroforestería como parte de un paisaje multifuncional puede ser una opción viable de uso de la tierra que, además de aliviar la pobreza, ofrece una serie de servicios y beneficios.

Ecosystem Services	Spatial Scale		
	Farm/Local	Landscape/Regional	Global
Net Primary Production			
Pest Control			
Pollination/Seed Dispersal			
Soil Enrichment			
Soil Stabilization/Erosion Control			
Clean Water			
Flood Mitigation			
Clean Air			
Carbon Sequestration			
Biodiversity			
Aesthetics/Cultural			

- Cardozo et al. (2023). Sistemas agroforestales recuperan el estoque de carbono arbóreo más rápidamente que la sucesión natural en el este de Amazonía, Brasil.
- Ponisio et al. (2014). Prácticas de diversificación reducen la brecha productiva entre sistemas convencionales y orgánicos.



¿Y los componentes sociales y económicos no son parte de la Agricultura Regenerativa?

Aunque en la mayoría de los discursos sobre AR se sobresalen los aspectos ambientales, algunas definiciones también incorporan, aunque de forma variable y a veces “tímida”, elementos de las dimensiones sociales y económicas de la actividad. Algunas de las definiciones mencionan como características de la Agricultura Regenerativa:

- Justicia y equidad social
- Equidad de género
- Reducción de desigualdades
- Integración de conocimientos y valoración de saberes tradicionales
- Articulación sinérgica con procesos sociales locales
- Regeneración del tejido social, bienestar y salud de las comunidades

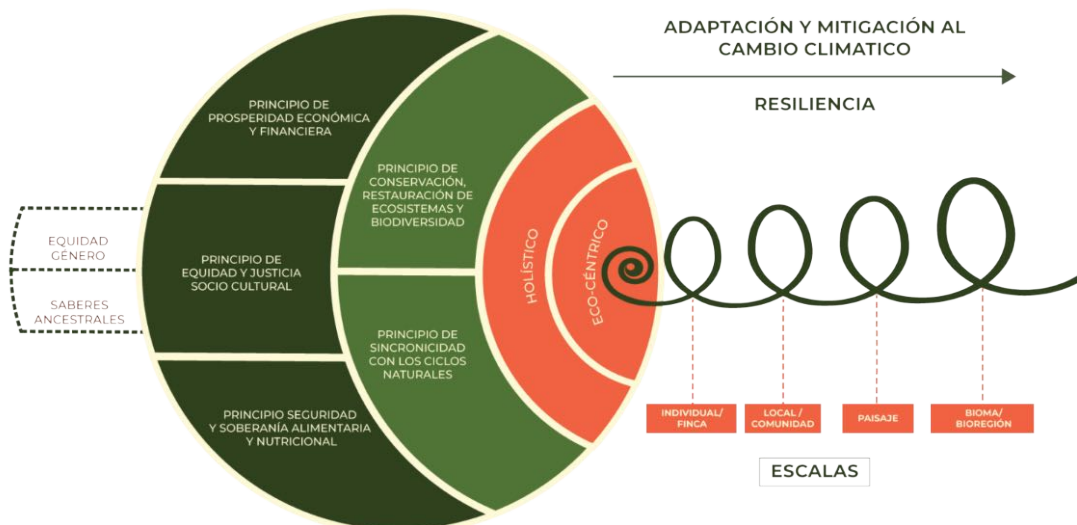
No obstante, raramente se exploran mayores detalles técnicos o indicadores para estos aspectos.



Figura 12.10. Sítio Flor de Outro , Florianópolis, Brasil

En este contexto, el Consorcio NAR, del proyecto “Negocios Alimentarios Regenerativos”, trae la siguiente definición, buscando una perspectiva Latinoamericana y del sur global, donde las cuestiones sociales son claves de abordarse:

“La agricultura regenerativa es un abordaje holístico de manejo que, a partir de priorizar la **centralidad de la naturaleza**, restaura la salud de los sistemas vivos como el suelo, la biodiversidad, el agua y el bienestar animal, imitando los procesos ecológicos para generar sistemas productivos más resilientes. Al mismo tiempo, es un modelo que potencia la equidad, justicia socio cultural y la prosperidad económica en el contexto productivo e integra las diferentes formas del conocimiento, desde el ancestral al científico-tecnológico.” (Consorcio NAR, 2023).



Con esta perspectiva, el Proyecto realizó un mapeo de negocios alimentarios en la Amazonía y el corredor seco centroamericano y que traen características regenerativas. Este estudio y otros materiales relacionados pueden ser revisados en el sitio web: www.regenerativo.org.

Desafíos y pasos necesarios

- Consolidar métricas de evaluación
- Más investigación para evidenciar potencial y prácticas en diferentes contextos
- Incentivos/políticas públicas
- Educación y capacitación entre los productores
- Educación al consumidor
- Cambio de mentalidad/cultura/paradigma

Referencias utilizadas para la presentación

- Doughnut economics (2023). Doughnut Economics. Published online at <https://doughnuteconomics.org/>.
- Rockstrom et al. (2019). Identifying a Safe and Just Corridor for People and the Planet. AGU.
- Hannah Ritchie and Max Roser (2019). Half of the world's habitable land is used for agriculture. Published online at OurWorldInData.org. Retrieved from: 'https://ourworldindata.org/global-land-for-agriculture' [Online Resource]
- Hannah Ritchie (2021). Cutting down forests: what are the drivers of deforestation? Published online at OurWorldInData.org. Retrieved from: 'https://ourworldindata.org/what-are-drivers-deforestation' [Online Resource]
- Poore, J., Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. Science.
- FAO (2021). The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture: Systems at breaking point. FAO.
- UNCCD (2022). Perspectiva Global de la Tierra. Segunda edición. UNCCD.
- Newton *et al.* (2020). What Is Regenerative Agriculture? A review of Scholar and Practitioner Definitions Based on Processes and Outcomes. Frontiers in Sustainable Food Systems.
- FOLU (2023). Aligning regenerative agricultural practices with outcomes to deliver for people, nature and climate. Food and Land Use Coalition.
- Schreefel *et al.* (2020). Regenerative agriculture – the soil is the base. Global Food Security.
- Tamburini *et al.* (2020). Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. Sciences Advances.
- Beillouin et al. (2021). Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. Global Change Biology.
- Shibu Jose (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. Agroforestry Systems.
- Cardozo et al. (2023). Agroforestry systems recover tree carbon stock faster than natural succession in Eastern Amazon, Brazil. Agroforestry Systems.
- Ponisio et al. (2014). Diversification practices reduce organic to conventional yield gap.
- NAR (2023). Negocios Alimentarios Regenerativos. Published online at <https://regenerativo.org/>.



Tema 13

Gestión de cuencas

Laura Benegas
(lbenegas@catie.ac.cr)

Gestion de cuencas

Reflexiones sobre las experiencias en la ejecución de planes, programas y proyectos de manejo y gestión de cuencas hidrográficas

En manejo de cuencas, América Latina y El Caribe, se ha pasado de la etapa de planificación a la ejecución, siguiendo variadas estrategias, metodologías y modalidades, desde luego se han generado valiosas experiencias, con sus lecciones aprendidas. Estas experiencias, deben servir de referencias para lograr una mejora, tanto en la planificación, como en la ejecución, debido a situaciones y condiciones, de diferente índole, que se presentan en la realidad. Existen dos grupos en los que se aplica la ejecución: a) La ejecución de planes y programas, y b) La ejecución de proyectos. Los primeros, propuestos para periodos más amplios (5-10 años), y lo segundo, para periodos cortos (3-4 años). Una característica predominante en la ejecución es que el planificador, no resulta siendo siempre el ejecutor, lo cual implica una condición previa “conocer el plan” para el equipo ejecutor que no participó en la planificación.

Sobre las estrategias

El cooperante asume la responsabilidad. – Fue una alternativa muy frecuente, hasta los años recientes, pero cada vez, los cooperantes/donantes, solo financian los planes, programas y proyecto, y la ejecución la realizan las instituciones, los comités de cuencas, y por medio de servicios técnicos. En esta estrategia se trabajó con equipos de profesionales especializados, dejando de lado, la formación de capital humano con experiencias en las instituciones y organizaciones locales.

Una institución nacional asume la responsabilidad. – Esta estrategia tiene relación con la fuente de financiamiento gubernamental, sea por recursos propios o mediante préstamos. Al tener la institución nacional, los recursos, se organizan equipos de trabajo, con base en el personal propio. En esta estrategia se fortalecen las capacidades técnicas del personal de las instituciones.

Se realiza mediante servicios técnicos. – Esta estrategia se lleva a cabo cuando los organismos cooperantes y las instancias gubernamentales deciden contratar los servicios técnicos a empresas y organizaciones que tienen personal y equipos para brindar el servicio, generalmente cuentan con personal de experiencia y especializados en los componentes del Plan, Programa y Proyectos.

Sobre las metodologías

Técnico-normativa. – Mediante el cual, la ejecución se lleva a cabo solo con base a los criterios técnicos de los especialistas en manejo de cuencas y disciplinas relacionadas, ellos a su vez toman como base lineamientos técnicos normativos de las temáticas de recursos naturales, agricultura, ambiente, ingeniería civil, economía y sociología, entre otros. Para la implementación de obras, prácticas y desarrollo de metodologías se entrena personal técnico de apoyo, en este sentido, los beneficiarios de los proyectos realizan un mínimo de actividades. Esto ocurre frecuentemente cuando, los proyectos de los planes y programas son ejecutados por empresas.

Participativa. – En este caso, la ejecución se realiza con la participación de los beneficiarios de los proyectos, programas y planes, lo cual se inicia con el fortalecimiento de las capacidades de las organizaciones locales (productores agrícolas, ganaderos, reforestadores, entre otros). Esta metodología implica también que los actores locales, logren conocer bien lo que indican los planes, siendo importante elaborar documentos sencillos y apropiados para la comprensión de los actores locales. En la metodología participativa, el apoyo técnico, debe ser orientador y facilitador (rol invisible), para garantizar la calidad de los productos.

Sobre las modalidades

Financiamiento completo. – Mediante el cual, el plan, programa o proyecto, tiene previsto todos los recursos, generalmente provienen de préstamos gubernamentales o de donantes que facilitan todos los recursos. Generalmente proponen logros físicos, definidos como metas, resultados y productos. En este caso la supervisión y control de calidad, pueden ser brindados por las instituciones nacionales vinculados a los temas técnicos, también por unidades de supervisión de los organismos donantes.

Financiamiento compartido. – Mediante el cual, los beneficiarios brindan aportes totales o parciales para la ejecución de los PPP, generalmente con mano de obra, materiales de campo y herramientas. La apropiación del plan es un objetivo implícito en los actores locales, son procesos más lentos, pero con posibilidades de ser más sostenibles. En este caso durante la planificación se desarrolla la gestión participativa, identificando las fuentes alternativas de recursos, es probablemente que se derive un proceso poco dinámico, pero a largo plazo, será más sostenible.

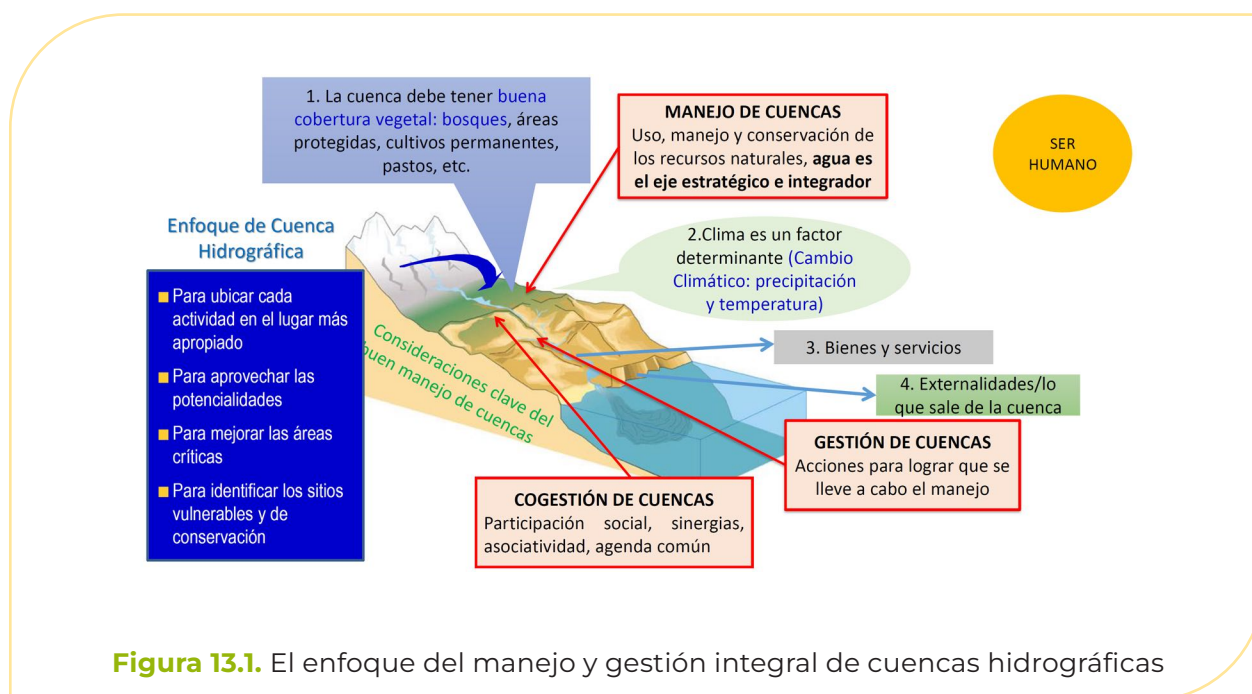


Figura 13.1. El enfoque del manejo y gestión integral de cuencas hidrográficas

Condiciones habilitadoras para la ejecución de planes, programas y proyectos

Al asumir la función de ejecutar un plan, programa o proyecto de cuencas, se considera que habrá un equipo técnico, un equipo de trabajo implementador de las prácticas, tecnologías y obras, así como en los aspectos de capacitación, organización y otros afines. Esta acción se lleva a cabo en un territorio, muchas veces extenso, donde existen variadas características y situaciones, por esa razón ante de iniciar la ejecución de los planes, es fundamental crear o desarrollar las condiciones que habilitan o propician la intervención en las fincas, zonas o sitios de las cuencas. A continuación, una breve referencia de las más importantes:

- El consentimiento para ejecutar el PPP, como un elemento clave, para lo cual habrá de informar, comunicar y sensibilizar, utilizando diferentes medios.
- Conocer y comprender lo que propone la planificación, en este sentido, los beneficiarios deben tener bien claro que se logrará si se ejecutan los planes, en que tiempo se lograrán los resultados.
- Los actores locales, beneficiarios y participantes, deben saber que compromisos van a asumir, esto debe quedar formalizado y respaldado mediante actas o documentos de referencia.
- Los ejecutores del plan (quienes dirigen) deben tener la seguridad de contar con los recursos necesarios, deben tener su programación de desembolsos.
- Se debe definir y dar a conocer cuál será la metodología de ejecución, es decir cómo se trabajará para lograr los resultados esperados
- La población de la cuenca, debe conocer cuáles serán los beneficios esperados en las diferentes zonas y para los diferentes actores o participantes (beneficiarios)
- La mejor alternativa para llevar a cabo la ejecución de un plan, programa o proyecto, es mediante el trabajo con organizaciones, para lo cual se deben lograr los acercamientos y compromisos.

- Antes de iniciar la ejecución se deben valorar las necesidades de formalizar acuerdos y compromisos, ya sea con autoridades locales, líderes de organizaciones o representantes de las comunidades, debe quedar bien establecido, las responsabilidades de las partes.
- Cuando la metodología de trabajo es participativa, se deben definir los compromisos, de quienes brindarán el apoyo, asesoramiento y respaldo, sea técnico, legal o social.
- Se deben presentar los riesgos y las medidas de mitigación que se ha previsto en caso de presentarse situaciones ajenas a la planificación.

Para lograr la definición de las condiciones habilitadoras (también, puede ser ambiente propicio) se pueden utilizar diferentes medios informativos y de comunicación, por ejemplo, talleres participativos, reuniones, visitas, boletines, videos y otros medios.

Los niveles de intervención: Manejo y Gestión

La ejecución de planes, programas y proyectos, están orientados a concretar logros y resultados a nivel de manejo y de gestión. Para el manejo se tienen los proyectos de reforestación, conservación de suelos y otros afines, mientras que para la gestión se tienen los proyectos de fortalecimiento de capacidades, organización y otros afines. Obviamente, existe una relación directa entre ambos, por ejemplo, el fortalecimiento de capacidades puede ser la base para la ejecutar los proyectos, igualmente la organización.

El nivel de intervención en el manejo se realizará a diferentes escalas territoriales, ya sea a nivel de finca, para los proyectos productivos; también a nivel de zonas para la protección de la recarga hídrica, zonas de deslizamientos, zonas ribereñas, cabecera de cuencas, entre otros, así como a nivel de microcuencas prioritarias para abastecimiento de agua. También se realizará a diferentes estructuras organizacionales, ya sea a nivel de beneficiarios finales, por ejemplo, con la capacitación para ejecutar los

planes de finca, escuela de campo para grupos de agricultores, capacitación a técnicos de instituciones para acompañamiento y extensión, y capacitación a nivel de decisores; respecto al ámbito territorial, estas acciones pueden llevarse a cabo a nivel de toda la cuenca, municipios y/o comunidades. Otro nivel de intervención, respecto a la gestión, puede ser el fortalecimiento organizacional, siendo importante trabajar en la formación y operación de los comités de cuencas.

Objetivos de la ejecución de un plan de manejo y gestión de cuencas

La planificación de cuencas es un proceso relativamente corto, dependiendo del tamaño de la cuenca el tiempo puede variar entre 6 a 18 meses, la excepción serían las mega cuencas o las cuencas transfronterizas que tienen costos de transacción que llevan a dos o más años. Pero el proceso de ejecutar los PPP de manejo conduce a procesos más largos, generalmente más de 10 años, dependiendo de la problemática y de las condiciones para ejecutar cada uno de los proyectos. Por esa razón el objetivo de la ejecución de un plan de manejo y gestión de cuencas debe considerar horizontes tanto en el corto, mediano y largo plazo, en función del tiempo requerido para cada proyecto y su seguimiento.

El objetivo del plan de manejo y gestión de cuencas se integra por la parte de manejo que va dirigido a lograr la sostenibilidad de los recursos naturales, mientras que por la parte de gestión va dirigido a garantizar que el manejo se concrete, ambos en beneficio de las poblaciones que habitan las cuencas. Como la ejecución de un plan de manejo requiere un largo plazo, será difícil mantener las condiciones originales de la ejecución, ante la dinámica y evolución de las problemáticas en los territorios, el objetivo de la ejecución de un plan debe integrar los procesos adaptativos, basados en la actualización y retroalimentación de la situación de la cuenca.

El objetivo de la ejecución de un plan de manejo y gestión de cuencas también debe considerar los procesos de participación y responsabilidad de los actores de las cuencas, ellos deben asumir gradualmente la dirección de la ejecución de los proyectos y programas, mientras se logra que un comité de cuencas lidere la ejecución del plan respectivo. En resumen, el objetivo de la ejecución de un PPP de manejo de cuencas trata de lograr lo siguiente:

1. Pasar de la planificación a la acción en el territorio.
2. Demostrar a los actores que es posible desarrollar acciones en beneficio de la población.
3. Controlar los procesos de degradación de los recursos naturales
4. Recuperar y rehabilitar los recursos naturales.
5. Dar sostenibilidad al uso y manejo de los recursos naturales.
6. Reducción de la vulnerabilidad del territorio.
7. Asegurar la provisión de bienes y servicios ambientales.
8. La gestión del riesgo ante desastres naturales y el cambio climático.

Las condiciones facilitadoras para el manejo y gestión de cuencas

Un facilitador en manejo de cuencas es una persona o una organización que ayuda a los actores a comprender los objetivos comunes y contribuye a crear una estrategia para la ejecución de un plan de manejo de cuencas, para ello utilizará herramientas que permitan lograr consensos y acuerdos de participación, visión compartida y convergencia de intereses. La misión del facilitador es lograr que los participantes realicen sus acciones y gestiones, y no actuar por ellos, su trabajo debe ser “invisible” de tal manera que se logre el empoderamiento de los participantes. Los facilitadores crean entonces las condiciones que facilitan los procesos de manejo y gestión de cuencas, creando un **ambiente propicio** para pasar de la planificación a la acción.

Fomentar un ambiente propicio para los actores de la cuenca es uno de los principales objetivos del facilitador, pero ¿qué es un ambiente propicio en manejo de cuencas? corresponde a favorables o buenas condiciones de organización reconocida y con respaldo, el respaldo legal y políticas para la organización y los recursos naturales, financiamiento continuo y de largo plazo, apoyo político, con una clara definición de los beneficios de la ejecución de un plan de manejo de la cuenca. Desde otra perspectiva más general el ambiente propicio en manejo y gestión de cuencas será sustentado por políticas, legislación y mecanismos de participación que facilitan el dialogo entre los actores sociales e institucionales en el territorio, se incluyen los mecanismos de negociación y resolución de conflictos. Con base en el rol de los facilitadores y la creación del ambiente propicio se esperan tomar decisiones ordenadas y acertadas que permitan lograr los resultados esperados de un plan de manejo, entre las condiciones que habilitan el desarrollo de los procesos se consideran:

La sensibilización, que se desarrolla al momento de realizar el abordaje al territorio, orientando las acciones a demostrar la importancia de conservar los recursos naturales, a valorar los beneficios que se logran de ellos y sobre todo a que se reconozca que se debe trabajar en la cuenca para lograr los cambios deseados. En este proceso se busca la motivación y fundamento del porque participar en el manejo de cuencas.

Comunicación, paralelamente con la sensibilización se desarrolla el contacto con los diferentes actores de las cuencas y con la población en general, esto requiere una modalidad apropiada de conversación, intercambio de idea, discusiones y formas de acuerdos. Se debe entonces crear los mecanismos de comunicación con los actores, identificando a los interlocutores y aplicando las formas y métodos apropiados que se requieran en cada caso.

Conocimiento, es determinante conocer el territorio con sus elementos biofísicos y socioeconómicos, para lo cual se debe valor de manera integral que es lo que está ocurriendo en la cuenca, cuáles son los intereses de los actores, que demandas y

expectativas tienen. De parte de los equipos que realizan los estudios, igualmente deben prepararse para realizar los levantamientos de información de manera que no queden vacíos sin conocer.

Organización, es una condición clave para trabajar en las cuencas, sería difícil trabajar con cada una de las familias o personas, por esa razón se prefiere considerar mantener y desarrollar las actividades con los grupos organizados, representados por sus líderes y autoridades. Es preferible trabajar con las organizaciones existentes y no formar nuevas para desarrollar los procesos de manejo de cuencas. Se deben identificar tanto a las personas como a las organizaciones líderes en los temas de cuencas o afines, ellos pueden favorecer las condiciones habilitadoras.

Mecanismos de participación, en los procesos de manejo de cuencas se promueve la participación de los actores, para lo cual es importante definir y tomar acuerdos sobre las formas y mecanismos de participación, esto dependerá de la escala del territorio, si es una microcuenca, una zona o la cuenca en su totalidad, generalmente se realizan por medios de reuniones, talleres o asambleas en las cuales se respetan los mecanismos de base existentes, lo importante es lograr que haya una forma como se elige a un representante o representantes.

Derechos, es muy importante informar, comunicar y explicar a los participantes en los procesos de manejo de cuencas, sobre los derechos que tienen, de opinar, de presentar sus propuestas, de manifestar sus acuerdos y de tomar decisiones sobre lo que se analice en cada territorio. La modalidad de consentimiento libre, previo e informado (CLPI) es importante.

Político y legal, que permiten tener el respaldo legal tanto para la organización, como para los recursos naturales, incluyendo incentivos. Así mismo que se cuenta con el respaldo de las autoridades políticas de los territorios.

Beneficios, también es importante que los participantes puedan tener información y conocer de manera concreta, sobre cuáles serán los beneficios por participar en el manejo de la cuenca.

Con todos estos elementos es importante indicar que el objetivo es fomentar un ambiente propicio, en armonía, de respeto, confianza y sin conflictos para tomar los acuerdos que se requieren en los procesos de manejo de cuencas.

El proceso de ejecución de planes, programas y proyectos de manejo de cuencas

La ejecución de un PPP de manejo de cuencas es un proceso que debe generar resultados en el corto, mediano y largo plazo. Hay que considerar que para el largo plazo será difícil establecer una precisión de los planteamientos, por lo tanto, la planificación debe ser adaptativa y con capacidad para la actualización y retroalimentación. Este proceso se desarrolla en etapas, fases o pasos que pueden desarrollarse paralelamente o de manera secuencial:

- a. **Conocer bien el plan**, formar un equipo de trabajo responsable de la gerencia técnica y administrativa, para lo cual se deben desarrollar capacitaciones de inducción al equipo de trabajo para que se logre un lenguaje común, se conozca bien el plan y se fortalezcan las capacidades que demandará el plan. También es importante que se conozca el territorio por medio de mapas, estadísticas y la observación de campo. Es importante tener las versiones del plan en su forma ejecutiva, técnica y popular, mejor si este instrumento está reconocido por una ordenanza municipal o una resolución ministerial. Este es un proceso de corto plazo, llevado a cabo inicialmente.
- b. Establecer las **condiciones habilitadoras y el ambiente propicio** en el territorio de la cuenca; motivando la participación de los actores, creando el interés común, motivando a la búsqueda soluciones, y buscando el apoyo político y social.

Se debe considerar un facilitador o facilitadores del proceso, mediante personas u organizaciones conocedoras del tema y comprometidas con la ejecución del plan de manejo. Este es un proceso de corto plazo, pero puede extenderse en el mediano plazo, y gradualmente finalizar en el largo plazo.

- c. El proceso de **sensibilización y comunicación** continua; desde el abordaje en el territorio a todos los actores, creando confianza, explicando la necesidad de resolver los problemas para asegurar el futuro de las familias, mediante información sencilla y comprensible para todos, permitiendo la comunicación constante en todos los niveles y entre todos los actores. La sensibilización para lograr que los actores reconozcan la gravedad de los problemas de degradación de los recursos naturales, la importancia de conservarlos y la necesidad de hacer un buen uso de ellos. La comunicación para mantener informados a todos los participantes, autoridades y decisores, empleando los medios apropiados, permitiendo la réplica, consultas y sugerencias. La sensibilización es un proceso de corto plazo, aunque debe continuar realizando con las nuevas generaciones o nuevos actores, la comunicación es un proceso permanente.
- d. La **organización** para ejecutar, conducir, liderar y desarrollar las acciones de manejo de cuencas hidrográficas; fortaleciendo las organizaciones existentes como base para actuar en el territorio, son ellas las que deben empoderarse, participar y tomar decisiones de los procesos de manejo de cuencas; idealmente conducir de manera ordenada la conformación de los organismos de cuencas, como eje conductor del manejo de cuencas con visión de largo plazo. Se puede iniciar con plataformas de coordinación u organizaciones existentes, mientras se gestiona la conformación de un comité de cuencas “Comité Gestor” que logre su reconocimiento legal, financiamiento y capacidades operativas de decisión y con autonomía. Es un proceso que tiene un desarrollo continuo.
- e. El **fortalecimiento de capacidades** orientadas tanto a las acciones de manejo como de gestión, para todos los actores, acorde a las demandas y necesidades, generalmente se debe realizar un diagnóstico de necesidades. Si los actores no tienen capacidades para ejecutar los proyectos la eficiencia y eficacia del uso de los recursos no será significativa, también si estos no adquieren capacidades para

la gestión de recursos, la viabilidad de ejecutar los proyectos disminuirá. Es importante fortalecer la capacidad de los líderes y jóvenes. Es un proceso que se desarrolla de manera intensiva en las etapas iniciales, y se puede mantener hasta el largo plazo.

- f. El **Plan de Acción Inmediata**, es un proceso alternativo, mientras se gestionan los recursos para ejecutar todo el plan. Generalmente se priorizan los proyectos más urgentes, de mayor importancia para los actores, que haya recursos para su ejecución y que los actores institucionales se comprometan en apoyar, mientras se llevan a cabo los procesos de organización, gestión y desarrollo. Este es un documento que debe estar disponible, igualmente que el plan de manejo. Es un proceso de corto plazo.
- g. La **gestión de recursos** para ejecutar los planes de manejo de cuencas; constituye la base para poder ejecutar los proyectos y programas de los planes de manejo, en algunos casos posiblemente se dispongan de los recursos necesarios, pero en la mayoría de los casos solo se tiene el plan, por lo tanto, habrá que realizar gestiones para lograr los recursos necesarios (materiales, financieros, equipos, herramientas, insumos, personal, información). Esta es una labor que implica adquirir habilidades, destrezas y capacidades técnicas para la gestión necesaria, la responsabilidad recae sobre las organizaciones, líderes y decisores. Si se tiene un comité de cuencas se facilitaría la gestión, por tener un mayor respaldo legal, técnico y administrativo. Finalmente, la gestión se concreta en la determinación de un mecanismo estable y permanente de recursos, por ejemplo, a través de un “Fondo Ambiental o Fondo para Manejo de Cuencas”. Este es un proceso continuo, aunque su intensidad generalmente es en el corto y mediano plazo.
- h. Las **estrategias para la ejecución** de los planes de manejo de cuencas en los territorios se definen en la etapa de planificación, debiendo corroborarse en la ejecución, ya sea si existen recursos disponibles o no para ejecutar el plan. Estas estrategias de ejecución deben actualizarse, fortalecerse y adecuarse en los primeros momentos de llevar a la práctica el plan, sobre todo asegurándose si las condiciones de prioridad se mantienen, si la participación de los actores mantiene su modalidad de trabajo, o si la disponibilidad de recursos se orienta a

determinados temas y sus formas operativas. Esta se desarrolla en las primeras etapas y se consolida en el largo plazo.

- i. El **monitoreo y evaluación** de cuencas hidrográficas; es un conjunto de tareas que acompañan los procesos de ejecución del plan de manejo, para conocer los avances, cumplimiento de metas, logros de resultados y productos; orienta la toma de decisiones en la búsqueda de la eficiencia y eficacia. Son dos procesos diferentes, mientras el monitoreo tiene una frecuencia acorde a la variable a controlar, la evaluación generalmente se realiza en periodos intermedios y final.
- j. La **actualización del plan** de manejo es un proceso continuo que se realiza en función a las recomendaciones del monitoreo o que se derivan de las estrategias de ejecución. Se sustenta en el enfoque adaptativo del plan, en la flexibilidad y la dinámica del territorio. Nuevas informaciones, más detalladas, y cambios en las condiciones llevarán a considerar actualización del plan con nuevos proyectos o sustituir alguno de ellos o quizás eliminarlos. Es un proceso continuo, aunque se hará más viable luego del corto plazo.
- k. La **sistematización de experiencias** en manejo de cuencas hidrográficas; para valorar las lecciones aprendidas que puedan retroalimentar la ejecución del plan de manejo de cuencas. Deben definirse los ejes de sistematización y sus temas, compartiendo sus resultados y comunicando a otras iniciativas los aprendizajes alcanzados en determinado territorio. Es un proceso que puede ser ejecutado de manera paralela al desarrollo del plan, considerando periodos que faciliten la valoración de las experiencias.
- l. **Retroalimentación**, es un proceso que se basa en las lecciones aprendidas de la sistematización de experiencias, mediante el cual los actores buscan la manera que se puedan tomar medidas de ajuste o mejoras en función de lo aprendido. Es un proceso que alcanza mayor importancia en el mediano plazo o cuando hay resultados de la sistematización.
- m. **Sostenibilidad**, es un proceso que debe plantearse de manera estratégica desde la planificación, consolidándose en la ejecución mediante mecanismos de organización, capacidades, desarrollo de liderazgo, financiamiento estable, gobernanza, gobernabilidad e institucionalidad. La convergencia de capacidades, recursos y organización.



Estrategia para la ejecución de planes de manejo de cuencas

Una estrategia en manejo de cuencas es un conjunto de acciones planificadas sistemáticamente para lograr la sostenibilidad de los recursos naturales como parte del bienestar y desarrollo humano. Ese conjunto de acciones planificadas se materializa en un plan de manejo de cuencas cuyo objetivo es demostrar como el manejo de cuencas responde a un mundo de nuevos retos y paradigmas como el desarrollo sostenible. Para la aplicación de las estrategias se necesitan líderes, gerentes, administradores y gestores comprometidos con un objetivo común en las cuencas, de tal manera que las estrategias puedan ir guiando a los actores a lograr los cambios deseados en el territorio. Entre las estrategias básicas más frecuentes, en manejo y gestión de cuencas, se pueden señalar:

- Utilizar estrategias participativas para el desarrollo de procesos.
- El fortalecimiento de capacidades, para contribuir al cambio de aptitudes.
- Definir criterios técnicos para definir intereses comunes, como prioridades, conflictos o aspectos relevantes.
- Utilizar los servicios ambientales y su valoración, como alternativa de financiamiento.
- Aplicar programas de educación ambiental como estrategia para la sensibilización y cambio de actitudes.
- Desarrollar procesos colaborativos y esfuerzos conjuntos para materializar la cogestión en cuencas.
- Materializar el manejo de cuencas con una relación espacial y de escalamiento desde las fincas hasta las comunidades, municipios y territorios mayores de microcuencas, subcuencas, cuencas, vertientes y regiones.

Para lograr impactos en manejo de cuencas se requieren de procesos de mediano a largo plazo, por esta razón las estrategias de intervención deben ser definidas de manera muy cuidadosa, de lo contrario después de haber intervenido a los pocos años, podrían presentarse respuestas no deseables o resultados no relevantes para resolver la problemática enfrentada.

Para implementar planes y proyectos de manejo de cuencas, se pueden considerar diferentes tipos de estrategias, desde aquellas que están dirigidas a la gestión de recursos, hasta las que permitirán la integración y participación de agricultores y agricultoras a nivel de finca, o de trabajos comunitarios. Las precauciones a tomar para evitar resultados adversos y que distorsionen el proceso de manejo de la cuenca son:

- a. Nunca promueva acciones de manejo de cuencas, que no representen el enfoque de sistema y de externalidades como resultados del mismo.
- b. Los periodos de intervención deben ser de mediano a largo plazo (8 a 15 años).
- c. La intervención debe tener una base social fuerte, con participación de las comunidades y gobiernos locales (excepción de las cuencas grandes).

- d. Es preferible promover un organismo de cuencas (comité, junta, asociación) que logre el reconocimiento legal e institucional.
- e. Empezar por satisfacer a las demandas inmediatas y que tengan resultados visibles.
- f. Promueva la coordinación y participación, de todos los actores locales y externos.
- g. Capacite y fortalezca la capacidad de gestión de autoridades y líderes locales.
- h. Desarrolle una amplia labor de comunicación y difusión de resultados (destaque los beneficios).
- i. Promueva el empoderamiento de las acciones, tecnologías y métodos de trabajo.
- j. Oriente a lograr el financiamiento con base a las externalidades y servicios que se logran con el manejo de cuencas.

La definición de estrategias es un componente específico del proceso de ejecución de un plan de manejo de cuencas, este debe definirse en la etapa de planificación, de manera que en esta fase solo se debería pasar a la ejecución, sin embargo, es posible que sea necesario realizar algunos ajustes o detallar cada una de las estrategias.

Estrategia organizacional

La organización en el manejo y gestión de cuencas es una de las bases para lograr resultados exitosos y sostenibles, independientemente de la modalidad o forma de participación, en todo proceso de implementación de actividades debe ser una definición muy relevante. Pero esta decisión debe ser de los actores, ellos definen qué tipo de organización les interesa, mientras la labor de los técnicos y autoridades es la de promoción y respaldo. Entre los principales aspectos a considerar en esta estrategia se señalan.

- a. Valorar las organizaciones de la cuenca, sus experiencias, no crear nuevas, sino fortalecer las existentes.
- b. La organización responde a una motivación, intereses y beneficios, en manejo de cuencas se orienta hacia la búsqueda de intereses y beneficios colectivos.

- c. El trabajo con grupos organizados o que pertenecen a una organización agrícola, ambiental o afín, ofrece mayores ventajas. Valorar e incorporar los aspectos de género.
- d. Las organizaciones deben respetar el marco legal nacional o normativo local, deben lograr su reconocimiento.
- e. La célula organizacional básica a nivel de finca es la familia rural.
- f. Fortalecimiento de las capacidades de gestión e información.
- g. Ciertos problemas ambientales, se deben tratar por medio de la intervención de organizaciones o en forma comunitaria. Ejemplo. Control de deslizamientos que afectan los caminos, reforestación de áreas relacionadas con la protección de fuentes de agua, cabeceras de cuencas abastecedoras de agua.
- h. Según el tamaño de la cuenca, complejidad o escala espacial la organización alcanza diferentes niveles jerárquicos.
- i. Lo ideal es lograr la conformación de un comité de cuencas, en todo caso se pueden considerar las plataformas de coordinación existentes en los territorios.

Estrategia para el fortalecimiento de capacidades

La capacitación es una estrategia clave en los procesos de manejo de cuencas. Para que los actores comprendan y conozcan las iniciativas que se van a desarrollar es importante que ellos mismos puedan realizar las acciones con base a sus conocimientos. La capacitación tiene dos grandes orientaciones, por una parte, la técnica que les servirá para poder ejecutar una práctica o tecnología (por ejemplo, aprender a construir una obra de conservación de suelos), pero de otro lado también deben capacitarse para organizarse mejor, para poder realizar gestiones y también para poder tomar mejores decisiones. Una alternativa es la modalidad de utilizar las Escuelas de Campo para el manejo de cuencas, como un proceso permanente, in situ y llevado a cabo con los mismos actores, previa formación, y con el acompañamiento técnico. Aspectos a considerar en esta estrategia:

- a. Elaborar un plan de capacitación que responda a la demanda.
- b. Seleccionar modalidades efectivas de enseñanza-aprendizaje, los intercambios de experiencia han funcionado bien en los últimos años.
- c. Formar capacitadores para que repliquen la capacitación.
- d. Elaborar materiales sencillos de fácil reproducción.
- e. Valor el conocimiento local (los saberes de la comunidad)
- f. Dar oportunidad a jóvenes y mujeres.
- g. Considerar las facilidades para la capacitación.

Estrategia de extensión

Como parte de la capacitación y organización es necesario considerar como se va a realizar el acompañamiento, la asistencia técnica y apoyo durante la ejecución de los proyectos. En la mayoría de los países la extensión se ha debilitado significativamente, mientras que la demanda se ha incrementado por nuevos agricultores y nuevas actividades, consecuentemente es necesario desarrollar estrategias para apoyar a las familias y organizaciones. Una de las alternativas son las escuelas de campo, mediante la cual se capacitan a grupos de agricultores para que ellos compartan sus conocimientos con otros productores. También se ha utilizado la alternativa de formar extensionistas comunitarios y agricultores demostradores que realizan la labor de apoyo a otros agricultores desde sus fincas demostrativas y con enseñanza en las fincas, por ejemplo, la modalidad de enseñanza de “campesino a campesino”. Es necesaria la participación de un profesional o técnico en agricultura, recursos naturales, ambiente o de manejo de cuencas. Principales aspectos a considerar en esta estrategia:

- a. Organizar pequeños sistemas de extensión local, por zonas o microcuencas (cuando estas son pequeñas)
- b. Contar con fincas demostrativas para facilitar la extensión, pero que sea una finca desarrollada con los propios recursos de las familias (innovadoras)
- c. Elaborar materiales de apoyo para realizar la extensión.
- d. Apoyar el liderazgo de personas, familias o comunidades que tengan interés en compartir sus experiencias o enseñar lo que saben.

- e. Reconocer a los que prestan apoyo mediante la extensión (el reconocimiento puede ser nominal o se puede brindarle algo material)
- f. Formar red de capacitadores en manejo de cuencas

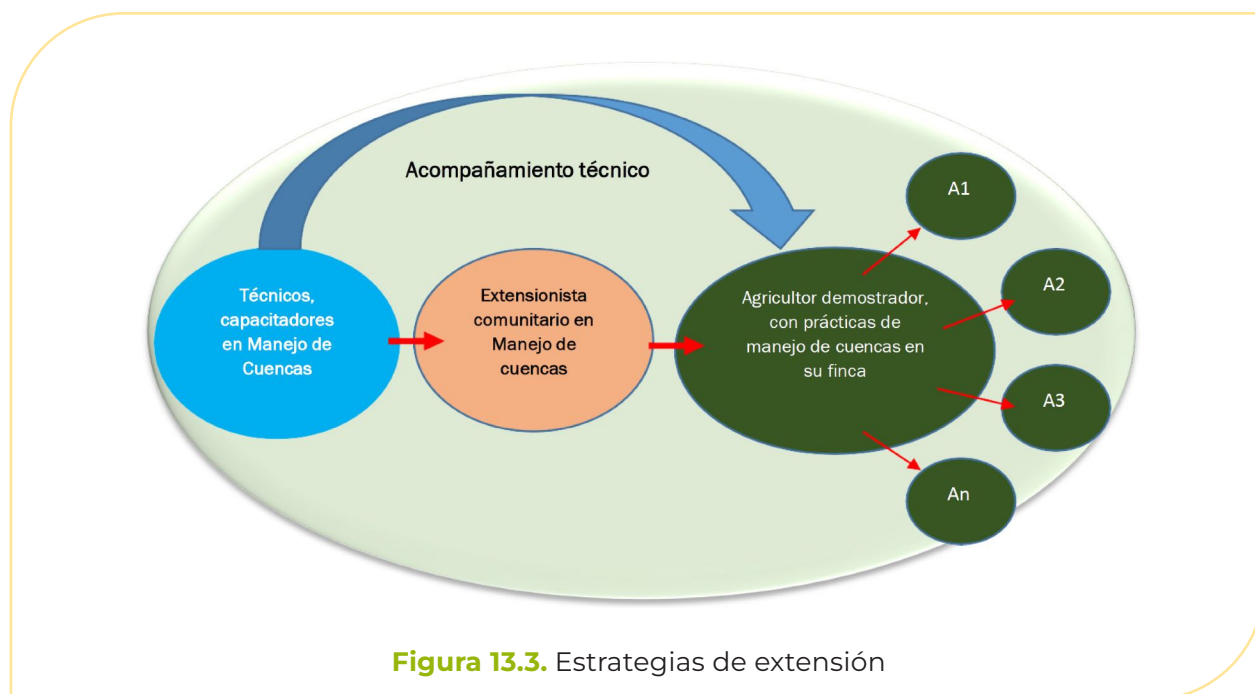
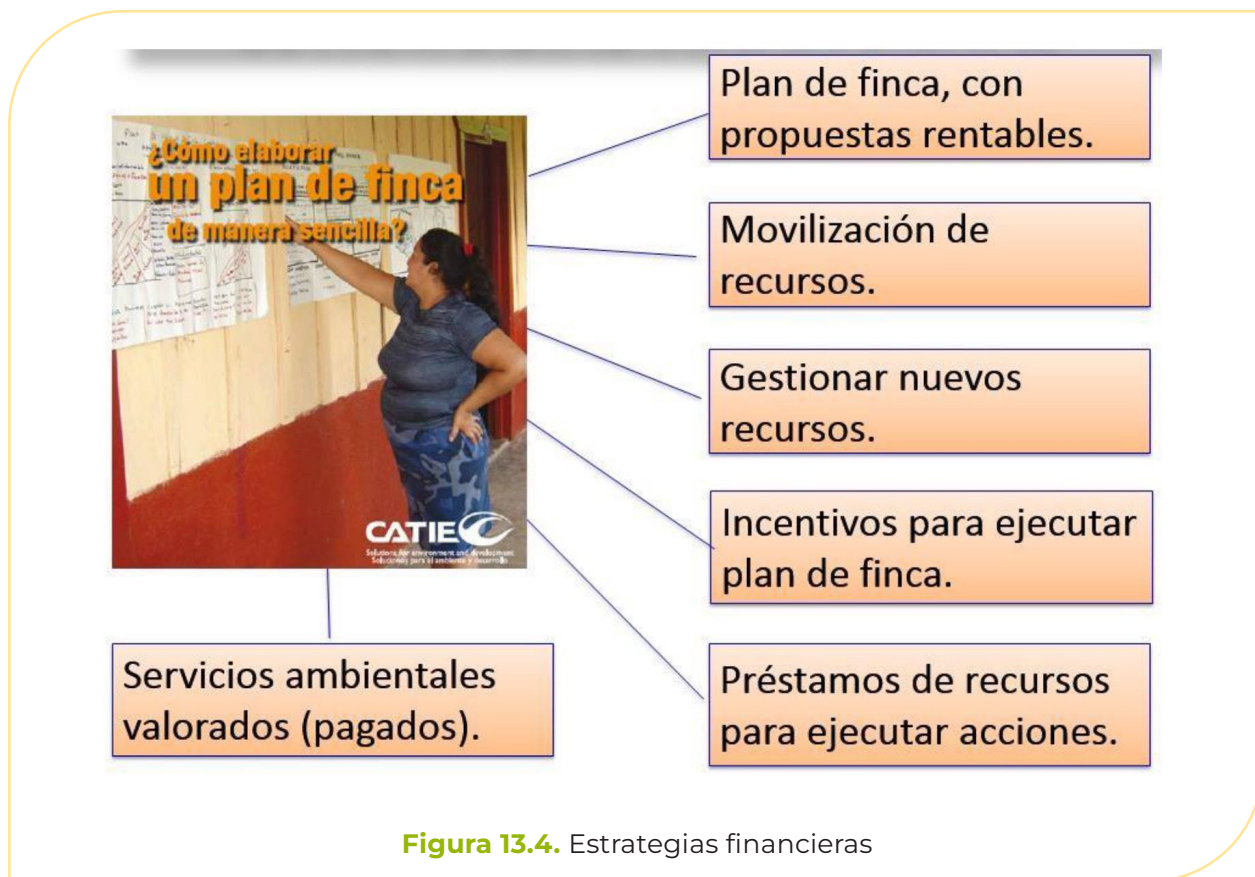


Figura 13.3. Estrategias de extensión

Estrategia financiera

La ejecución de actividades de cuencas requiere de nuevas inversiones, sin embargo, en muchos casos, ya en las cuencas se están realizando inversiones, por parte del estado, de una agencia de cooperación y por los mismos actores. En esta situación un primer paso será la movilización para la integración y coordinación de inversiones existentes. Con la gestión de nuevas inversiones y las existentes habrá que desarrollar procesos para capitalización a partir de los resultados y beneficios por las acciones realizadas y luego constituir un fondo ambiental o “fondo para el manejo de cuencas” diseñando un mecanismo sostenible. Algunos de los elementos para desarrollar esta estrategia son:

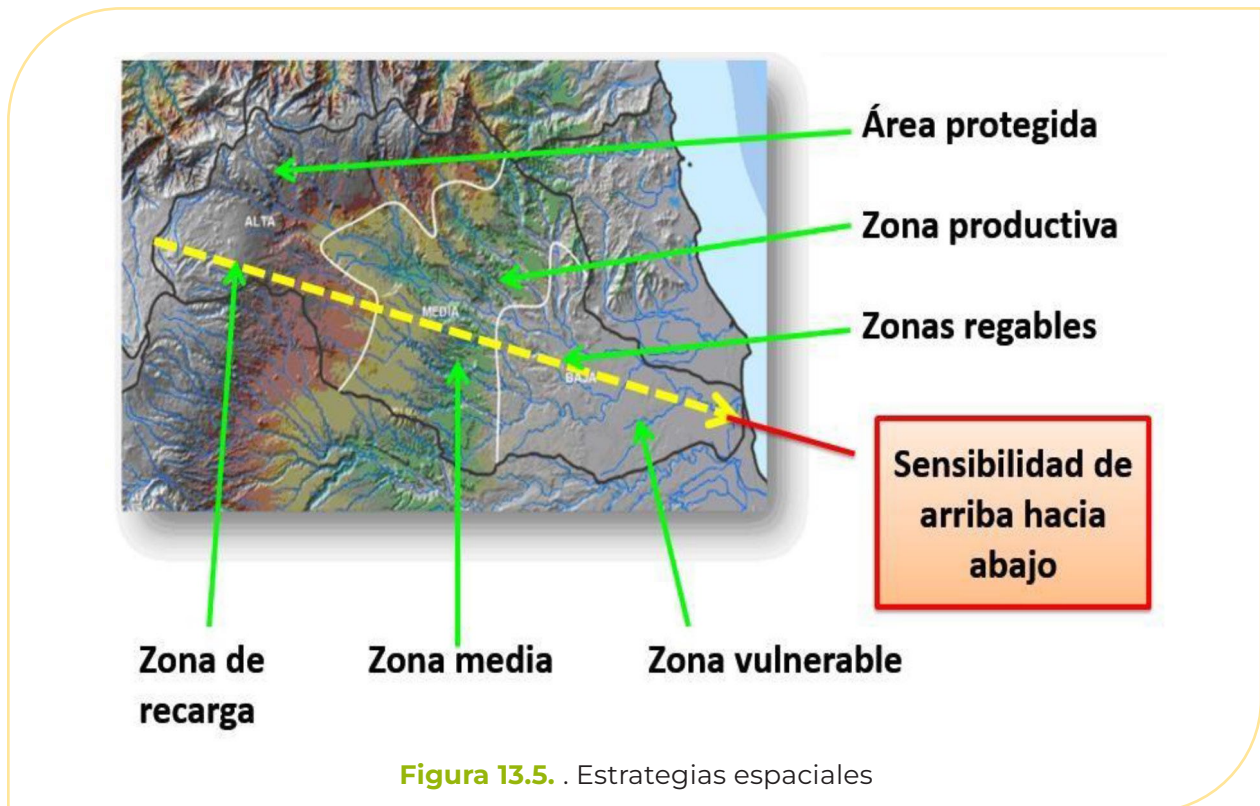
- a. Gestionar recursos ante donantes y cooperantes internacionales.
- b. Movilizar recursos, mediante la gestión local y nacional.
- c. Lograr el respaldo nacional para garantizar las contrapartes económicas.
- d. Identificar las mejores alternativas de financiamiento de las organizaciones bancarias.
- e. Facilitar la participación de empresas privadas (asociadas con el aprovechamiento de recursos naturales).
- f. Pago de usuarios (canon por servicio, uso o derechos)
- g. Pago por servicios ambientales.
- h. Negociar mecanismos para devolver el préstamo, recuperación de inversión.
- i. Fortalecimiento de capacidades de formulación, gestión y negociación de proyectos.



Estrategia para el desarrollo espacial

El análisis de la cuenca tanto en el diagnóstico, como en las prioridades de intervención propuesta en los planes de manejo, generalmente indican cuales son las áreas de mayor importancia para los actores y que corresponden al enfoque de cuencas (figura 5). Generalmente los recursos no son suficientes para cubrir todas las áreas que demanda el plan, por lo tanto, se deben tomar decisiones sobre los lugares a intervenir, sin dejar de lado los efectos integrados que se esperan para la cuenca. Los elementos asociados a esta estrategia son:

- a. Considerar a la cuenca y su entorno, orientada a integrar el espacio tridimensionalmente en su contexto físico y biológico, con las actividades socioeconómicas endógenas y exógenas de la cuenca.



- b. Considerar la relación causa-problema-efecto para definir las áreas de intervención.
- c. Iniciar la intervención de la parte más alta hacia las partes bajas, “de arriba hacia abajo”.
- d. Trabajar por medio de microcuencas o zonas de tratamiento.
- e. Considerar las áreas sensibles asociadas con el enfoque de cuencas.
- f. Considerar las áreas críticas, zonas vulnerables o de mayor prioridad, por ejemplo en la actualidad se impulsa en trabajar en las cabeceras de cuencas, dos criterios priman; la intangibilidad y el tratamiento conservacionista.

Estrategia operativa

Esta corresponde a la parte aplicada y trata de las modalidades, criterios y metodologías para lograr el manejo de cuencas. Aunque es un aspecto de mayor dominio de parte de técnicos y capacitadores, aquí lo importante a señalar es que todas las alternativas se orienten a lograr el objetivo de manejo. Una de las estrategias operativas, es la de utilizar el trabajo multiescala, desde las fincas hasta el paisaje, desarrollando trabajos a nivel de sitios, zonas y coberturas de diferente índole. Entre los elementos de mayor importancia se señalan:

- a. Aplicar métodos orientados a facilitar la multiplicación y replicabilidad de las técnicas y prácticas de manejo de cuencas. Por ejemplo, fincas de aprendizaje.
- b. El trabajo debe ser de finca en finca (mejor grupo de fincas) con una visión integral, una alternativa a los planes de finca son las zonas de tratamiento (como por ejemplo una zona de recarga hídrica o la protección de la zona de una fuente de agua)
- c. Organizar la intervención a nivel de finca, con el seguimiento y continuo apoyo, por medio de agentes de extensión y/o facilitadores agrícolas. Otros niveles pueden ser las franjas ribereñas, zonas de recarga hídrica, áreas sensibles o críticas, partes altas, microcuencas prioritarias, etc.
- d. La extensión y asistencia técnica, como procesos de apoyo continuo en el campo.
- e. La capacitación para facilitar el dominio de las tecnologías y otras actividades de la familia rural y de sus comunidades.

- f. Procesos participativos, como ejes de procesos vinculantes, para la toma de decisiones y puesta en práctica de las acciones. Integrar a la familia y los aspectos de género.
- g. Facilitar medios de apoyo, para promover y reconocer esfuerzos de los agricultores y sus comunidades (caso de obras físicas e inversiones).
- h. Plan de acción a nivel de campo (planes de finca como base y otros planes de sitios).
- i. Seguimiento y monitoreo a nivel de finca, grupos de fincas o zonas (retroalimentación)

Estrategia política e institucional

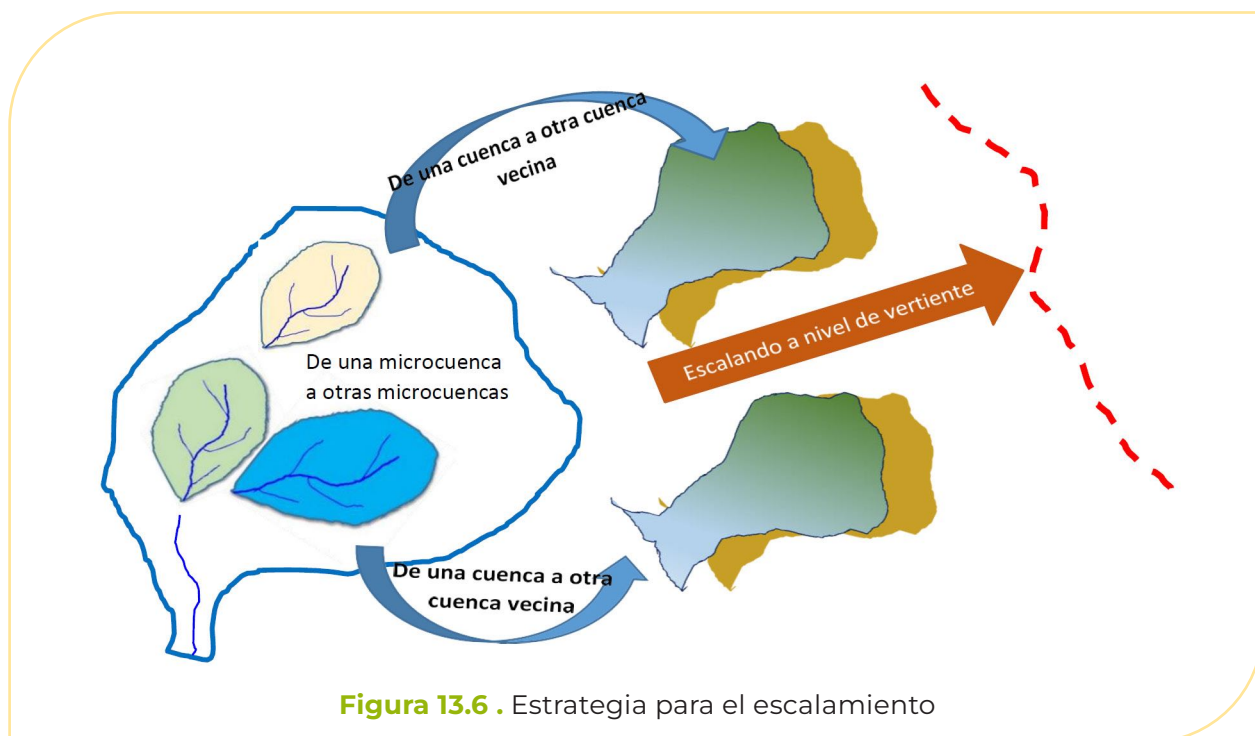
Conjunto de elementos que facilitan la toma de decisiones, organización, gestión, formación de capacidades y directrices para implementar actividades de manejo de cuencas. Las normativas técnicas, leyes y directrices se integran en esta estrategia, como por ejemplo una ley de cuencas o una ley de incentivos para trabajar en manejo de cuencas. Aplican tanto para la institucionalidad local, así como para las relaciones nacionales, entre ellas se mencionan:

- a. Concientización mediante educación ambiental, para el cambio de actitudes.
- b. Promulgación de leyes y mecanismos de autogestión.
- c. Fortalecimiento institucional local y central.
- d. Presencia significativa y continua a nivel de campo.
- e. Asistencia técnica, acompañamiento y capacitación continua.
- f. Conocimiento y dominio de los marcos legales e institucionales.
- g. Acceso a la información estatal y de cooperación internacional.
- h. Fortalecer la capacidad de gestión a todos los niveles, enfatizando aspectos de género.
- i. Guías, directrices, manuales para diferentes actores.
- j. Enseñanza e investigación en todos los niveles.

Estrategia para el escalamiento

Aunque no es una estrategia vinculada específicamente a la ejecución de un plan de manejo de cuencas, es parte del proceso de incidencia que puede asociarse de manera global con las responsabilidades de las instituciones que impulsan el manejo de cuencas. Por lo tanto, se pueden facilitar intercambios de experiencias para que otros actores puedan conocer los resultados y de esa manera se continúe trabajando en cuencas vecinas u otras cuencas. El escalamiento puede ser horizontal de manera que se inflencie a seguir las acciones de manejo en cuencas vecinas, también el escalamiento puede ser vertical mediante el cual se influya en una directriz o política local, municipal, regional o nacional a favor del manejo de cuenca. Entre los principales aspectos a considerar en esta estrategia se señalan:

- a. El escalamiento es el resultado de las otras estrategias, ellas contribuyen a facilitar la réplica y adopción.



- b. El escalamiento es parte de una estrategia de comunicación e incidencia.
- c. Las lecciones aprendidas contribuyen con elementos para el escalamiento.
- d. El escalamiento y desescalamiento son complementarios en esta estrategia (de abajo hacia arriba y de arriba hacia abajo).

Rol de los actores sociales y políticos

El rol de los actores sociales (interés de la comunidad y de los actores locales)

En la gestión de cuencas hay que identificar el interés de la comunidad y de los actores locales, cada familia, grupo u organización tiene sus motivaciones por temas específicos, de tal manera que se deben identificar los intereses comunes y colectivos, es decir aquellos que por un lado les afectan a todos o que ellos reconocen que solamente de manera conjunta podrán solucionar sus problemas o aprovechar las oportunidades. Se necesita una conciencia y espíritu de relación colectiva, también se requerirá de organización y liderazgo, elementos que en muchas de nuestras comunidades resulta difícil de establecer. En resumen, el rol de actores sociales:

- a. Participación en los procesos (ejecución, monitoreo, evaluación, sistematización)
- b. Responsabilidad a nivel de fincas (proteger las inversiones)
- c. Adoptar y adaptar tecnologías de manejo de cuencas
- d. Compartir experiencias con otros actores.
- e. Coordinación con las familias, grupos y organizaciones
- f. Fortalecer sus capacidades (organización)
- g. Fortalecer sus capacidades (conocimiento técnico y de gestión)
- h. Tomar decisiones a nivel local o comunitario
- i. Formar parte de las organizaciones (asumir cargos)

El rol de los actores políticos

La formación o fortalecimiento de capacidades de gestión a los diferentes niveles (central, gobierno local y comunitario), es una decisión clave e importante, porque se deben tener bases suficientes para planificar, administrar y gerenciar las actividades que se desarrollan con enfoque de manejo de cuencas. Esta debilidad y vacíos todavía son muy evidentes en muchos países de Latinoamérica, de sus instituciones, de sus organizaciones y de sus actores locales. La capacitación en aspectos tecnológicos todavía seguirá siendo muy importante, no solo por el progreso y desarrollo de las alternativas, sino también para fortalecer el enfoque y la integración de nuevos aspectos como la vulnerabilidad, cambio climático, cadenas de valor, calidad total y globalización.

Cuando se trabaja en manejo de cuencas, una de las organizaciones clave que se deben considerar son los gobiernos locales y los territorios municipales. Esta institución es quizás la más permanente de todas, bien o mal en su funcionamiento, es difícil que desaparezca, es más tiene todo el respaldo legal y político-administrativo, entonces la asignación presupuestaria del gobierno central también se direcciona por los municipios. Esto nos plantea dos consideraciones; primero que es la institución clave con la que tiene que trabajar el gerente de cuencas, y segundo, si existe liderazgo de esta instancia será más viable trabajar con el enfoque de cuencas. Esto no limita, ni deja de considerar a otras instituciones que pueden desarrollar un rol importante en el territorio de las cuencas y los municipios. Entonces requerimos aprovechar el liderazgo municipal o fortalecerlo si es necesario, influir para que se integre el tema ambiental, de los recursos naturales y la conservación en la agenda y planes de los municipios será una tarea importante que debe considerar el gerente de cuencas.

En resumen, el rol de actores políticos:

- a. Responsabilidad de la planificación
- b. Brindar asistencia técnica y extensión
- c. Gestión de recursos (respaldo)
- d. Coordinación institucional
- e. Alineamiento de recursos en el territorio
- f. Gestión de políticas y leyes
- g. Gerenciar y administrar el manejo de la cuenca
- h. Desarrollar la investigación

Bibliografía consultada

- Cotler, H. 2007. En: Introducción (11-20 pp) En: Cotler H. (Comp). El manejo integral de cuencas en México. Estudios y reflexiones para orientar las políticas ambientales. Instituto Nacional de Ecología, México D.F. 2da Edición, 348p.
- Faustino, J. 2007. Curso protección de fuentes de agua: documento técnico para el curso. Organizado por la Oficina Técnica Nacional del CATIE. Managua, NI, CATIE. 98 p.
- Jiménez, F. 2010. Introducción al manejo de cuencas hidrográficas. Material de referencia en curso de maestría en Manejo de Cuencas Hidrográficas I. Turrialba, CR, CATIE. 20 p.
- Jiménez. 2007. Estudio de caso y ejercicio sobre análisis de vulnerabilidad ante amenazas socionaturales en cuencas hidrográficas. CATIE, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Grupo Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas. Turrialba, CR, CATIE. 6 p.
- Saavedra, C. 2018. Cuencas sostenibles: Fundamentos y recomendaciones. Proyecto gestión integral del agua de la Cooperación suiza en Bolivia. HELVETAS Swiss Intercooperation. 44 Pág.



Tema 14

Valoración de servicios ecosistémicos

Luis Angel López Mathamba
(lalopezmathamba@gmail.com)

Valor integral de los servicios ecosistémicos y de la biodiversidad

Introducción

La intención de este documento es la de fortalecer la comprensión sobre la valoración integral (cultural, ecológico y económico) de los servicios ecosistémicos (SE) y el de la biodiversidad que los brinda, desde el punto de vista de las contribuciones de la naturaleza a las personas (Nature's contributions to people; NCP). Por lo tanto, se utilizan siguientes documentos como estructura del tema:

Documentos base:

- a. Introducción a la valoración de los servicios ecosistémicos (enlace).
- b. Valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos en una cuenca periurbana de la Ciudad de México (enlace).

Documentos vinculados al tema:

- c. La fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos en un gradiente natural-urbano de una cuenca periurbana a la Ciudad de México (enlace).
- d. Applying integrated valuation of ecosystem services in Latin America: Insights from 21 case studies (enlace).

Los documentos se seleccionaron porque muestran una revisión teórica de los SE (definición, clasificación y sus métodos de valoración) y porque expresan que también se debe de valorar a la biodiversidad que los brinda. Además, muestra que los SE pueden tener diferente valor integral en diferentes localidades, por la influencia de elementos naturales (por ejemplo, cuenca hidrográfica) que influyen en las características ecológicas, culturales y económicas de las poblaciones.

Servicios ecosistémicos

Los SE son los bienes y servicios que las personas identifican y obtienen de los ecosistemas (MA, 2005), se utilizan directa o indirectamente para vivir (Costanza et al., 2014) y se pueden disfrutar dentro o fuera de los ecosistemas que los originan (Bagstad et al., 2012).

Toda la humanidad utiliza y depende de la naturaleza o de los SE para satisfacer sus necesidades, desde las básicas; como alimentarse, hasta aspectos suntuarios, como el uso de joyas (De Groot, Wilson y Boumans, 2002). Aunque no todos los SE permiten la sustentabilidad ambiental, por ejemplo, la minería de oro compromete la cantidad y calidad de los SE, por su impacto negativo sobre el suelo, ya que es la principal fuente de mercurio en el ambiente (Gamboa García, 2015). En otras palabras, el uso insostenible de los SE puede alterar a los ecosistemas y a sus nichos ecológicos, lo que provoca la reducción de la biodiversidad y de los SE que esta provee (De Groot et al. 2002; MA, 2003; MA, 2005; INECC, 2009; INECOL, 2010; Daly y Farley, 2014).

Los ecosistemas generan el bienestar y el desarrollo humano por medio de los SE (MA, 2003; INECC, 2009), por lo que se necesita proteger a todos los ecosistemas, ya que la calidad del bienestar y el desarrollo está en función de la calidad de los ecosistemas y de la cantidad de los SE que las personas pueden disfrutar (INECOL, 2010; INECC, 2009; Daly y Farley, 2014).

La protección de los ecosistemas requiere esfuerzos coordinados entre todos los sectores, los gobiernos, las empresas privadas, las instituciones nacionales e internacionales y de las personas de forma individual y grupal (MA, 2003). Además, las personas no debemos de dañar a la naturaleza porque tiene derechos propios y valor intrínseco (Daly y Farley, 2014).

Los SE que son requerimientos trascendentales para la vida se pueden discernir con facilidad, como la provisión de agua. Pero existen otros que no son fáciles de descifrar, como el control de plagas o la protección contra desastres naturales (De Groot et al., 2002; INECOL, 2010). Por lo que se presentan dos clasificaciones que permiten su identificación y entendimiento.

Clasificación de los servicios ecosistémicos

a. **Millennium Ecosystem Assessment:**

La clasificación más aceptada es la presentada por *Millennium Ecosystem Assessment* (2003; MEA), en la que se divide a los SE en cuatro grupos:

- **Servicios de aprovisionamiento o suministro:** Son los bienes o productos que las personas obtienen directamente de los ecosistemas. Por ejemplo: alimentos, combustibles, agua dulce, leña y fibras.
- **Servicios culturales:** Son los servicios o beneficios intangibles que las personas interpretan de los ecosistemas. Por ejemplo: enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, reflexión, experiencias creativas y estéticas, momentos de inspiración, identidad de sitio y herencia cultural.
- **Servicios de regulación:** Son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas cuando estos realizan sus procesos regulación. Por ejemplo: mantenimiento de la calidad del aire, regulación de clima, regulación y saneamiento del agua, regulación de enfermedades y polinización.
- **Servicios de soporte:** Son los servicios necesarios para la producción de los SE, de regulación, de suministro y de tipo culturales. Por ejemplo: formación de suelos y reciclaje de nutrientes.

b. **Funciones ecológicas:**

La clasificación también se puede hacer al considerar la visión ecológica, en donde los SE se pueden clasificar en términos de funciones ecológicas (Daly y Farley, 2014). Como la clasificación propuesta por De Groot et al. (2002), en donde los SE se clasifican dentro de 23 procesos ecosistémicos y sus componentes, para luego ser ubicados dentro de cuatro funciones de los ecosistemas.

Cuadro 14.1. Clasificación de los SE.

Funciones	Procesos ecosistémicos y sus componentes
Regulación	Regulación de gases
	Regulación del clima
	Prevención de perturbaciones
	Regulación de agua
	Suministro de agua
	Retención de suelo
	Formación de suelo
	Regulación de nutrientes
	Tratamiento de desechos
	Polinización
	Control biológico
Hábitat	Funciones de refugio
	Funciones de vivero o criadero
Producción	Alimentos
	Materias primas
	Recursos genéticos
	Recursos medicinales
	Recursos ornamentales
Información	Información estética
	Recreación
	Información cultural y artística
	Información espiritual e histórica
	Ciencia y educación

Fuente: Adaptado de De Groot et al. (2002).

Valor de la naturaleza

El valor tiene dos orígenes, el antropocéntrico y el intrínseco. El valor antropocéntrico es el asignado por la humanidad a algún elemento porque le dio, da o dará algún uso, creando de alguna manera la relación naturaleza-sociedad. Mientras que el valor intrínseco, en su sentido puro, es el valor de un elemento en sí mismo, pero no dado por sí mismo o por la conciencia humana, aunque sí se necesita de una conciencia que le asigne y le reconozca su valor (Castilla Gutiérrez y Aguilera Klink, 1994; Pascual et al., 2017; Arias-Arévalo, Gómez-Baggethun, Martín-López y Pérez-Rincón, 2018).

Cuadro 14.2. Clasificación de los tipos de valor.

Valor antropocéntrico	Valor de uso	Valor de consumo
		Valor de producción
	valor de no uso	Valor de opción
		Valor de cuasi-opción
		Valor de herencia
Valor intrínseco	Valor semi-intrínseco	Valor energético
		Valor de función
		Valor de contribución
		Valor de existencia
	Puro	

Fuente: Adaptado de Castilla Gutiérrez y Aguilera Klink (1994).

Los servicios ecosistémicos, únicamente, consideran a los beneficios que la naturaleza da a la sociedad, eso significa que su valor es de origen antropocéntrico, el cual se divide en el valor de uso y en el de no uso.

Tabla 14.32. Tipos de valor antropocéntrico.

Valor de uso¹:	Valor de consumo	Es el que se origina por el uso instrumental directo del recurso, a través de su consumo directo
	Valor de producción	Es el que se origina por el uso instrumental directo del recurso, a través de su uso como materia prima de un proceso productivo
Valor de no uso:	Valor de opción	Es el que se origina por el uso instrumental indirecto del recurso, por medio de una relación utilitaria de última instancia para el beneficio del ser humano.
	Valor de cuasi-opción	Es el valor que se está dispuesto a pagar para evitar daños ecológicos irreversibles, que se ocasionan en los procesos de desarrollo humano. Los daños se desean evitar porque pueden ocasionar la pérdida de especies con potencial de brindar bienes y servicios ecosistémicos
	Valor de herencia o legado	Se deriva del deseo altruista de legar la disponibilidad del recurso a las generaciones futuras

Fuente: Adaptado de Castilla Gutiérrez y Aguilera Klink (1994).

Valoración de los SE

Las metodologías que se usan para determinar el valor o la importancia de los SE se pueden agrupar en tres tipos: cultural, ecológica o económica (De Groot et al., 2002). Se basan en identificar a los SE, ponerlos en una escala comparable entre ellos e indican al espacio geográfico o grupo de personas que el valor de los SE representa (López-Mathamba et al., 2018).

Valor cultural de los servicios ecosistémicos

Se relaciona principalmente a la valoración de los SE culturales y a los de funciones de información, que son cruciales para el bienestar humano no-material e indispensable para la sustentabilidad de la sociedad (De Groot et al., 2002).

¹ El valor de uso que estamos representando no es el valor de uso utilizado por la economía neoclásica ortodoxa.

Cuadro 4.3. Ejemplos de valoración cultural de los SE.

Valoración cultural de la fitodiversidad y los SE	Valora a la fitodiversidad y a los SE que esta brinda, a través de una matriz en donde se ponderan características culturales y se aplica un factor de corrección que ajusta los resultados a la intensidad de muestreo.
Cohesión social	Es identificar cómo las personas mejoran la cohesión social a través de poner en valor a la biodiversidad y ecosistemas.
Valor simbólico	Es asociar un ecosistema con el valor que representa para un grupo social y lo que el grupo considera como valor en sí mismo del ecosistema.
Patrimonio cultural	Es poner en valor paisajes o ecosistemas por sus características tangibles o intangibles y por su importancia histórica.

Fuentes: Arias-Arévalo et al. (2018) y López-Mathamba et al. (2018).

Valor ecológico de los servicios ecosistémicos

El valor ecológico o importancia de un ecosistema es determinado al considerar parámetros como su diversidad o rareza (De Groot et al., 2002) o la resiliencia ecológica de un ecosistema (Folk, 2006). También, se ha usado para referirse al grado en que un elemento o proceso que contribuye a las características ecológicas de un ecosistema (De Groot et al., 2010). Además, como la mayoría de las funciones y procesos de los ecosistemas están relacionados entre sí, se debe buscar que su valor proteja la sustentabilidad de los ecosistemas que se valoran (De Groot et al., 2002).

Cuadro 14.4.. Ejemplos de valoración ecológica de los SE.

Valoración ecológica de la fitodiversidad y los SE	Valora a la fitodiversidad y a los SE que ésta brinda, a través de una matriz en donde se ponderan características ecológicas y se aplica un factor de corrección que ajusta los resultados a la intensidad de muestreo.
Resiliencia ecológica	Es la capacidad de los ecosistemas de mantener su integridad frente a los disturbios que sufre.
Justicia ambiental	Es cuando la justicia considera que la biodiversidad y los ecosistemas deben de protegerse con los mismos derechos legales de la humanidad.
Encuestas de foto-inducción	Se hacen encuestas con fotografías de ecosistemas para identificar SE y preferencias sobre los ecosistemas y sus SE.

Fuentes: De Groot et al. (2002), Arias-Arévalo et al. (2018) y López-Mathamba et al. (2018).

Valor económico de los servicios ecosistémicos

Se determina principalmente con cuatro de técnicas: valoración directa del mercado, valoración indirecta del mercado, valoración de contingencia y valoración grupal (De Groot et al., 2002). Estas calculan un valor económico monetario a los SE, como un idioma que puede ser comprendido y que permita expresar de una forma puntual su valor.

Cuadro 14.6. Ejemplos de valoración económica de los SE.

Valoración económica de la fitodiversidad y los SE:	Valora a la fitodiversidad y a los SE que ésta brinda, a través de una matriz en donde se ponderan características económicas y se aplica un factor de corrección que ajusta los resultados a la intensidad de muestreo.	
Directa del mercado:	Es el precio monetario que tienen los SE tienen en el mercado, principalmente aplicable a los bienes o productos (madera). También se usa para algunas funciones de información (la recreación) y funciones de regulación (suministro de agua).	
De Contingencia:	Se realiza bajo la construcción de mercados hipotéticos y se determina la disposición a pagar por un SE o la disposición a aceptar perderlo para pagar por él.	
Valoración grupal:	Este método se deriva de las disciplinas políticas y de la teoría social, se basa en los principios de la democracia deliberativa y la suposición de que la toma de decisiones públicas se da como resultado de un debate público abierto y no de la agregación de las preferencias individuales medidas por separado.	
Indirecta del mercado²	Costo por ausencia:	Es la cantidad de dinero que habría tenido que invertir la sociedad en ausencia de un SE como el control de las inundaciones o el tratamiento de desechos realizado en los humedales.
	Costo de reemplazo:	Es la cantidad de dinero que se emplearía al reemplazar los SE por sistemas contruidos por el ser humano, un ejemplo es el tratamiento de residuos naturales por los pantanos que puede ser sustituido por sistemas de tratamiento artificiales.
	Factor de ingresos:	Muchos servicios de los ecosistemas mejoran los ingresos de un bien o servicio comercial; como ejemplo se plantea que la mejora de calidad de los cuerpos de agua natural aumenta la captura de la pesca comercial y al mismo tiempo mejoran los ingresos de los pescadores

2 Se emplea cuando no existen mercados explícitos para los bienes o servicios ecosistémicos. Estos métodos revelan la disposición a pagar (Willingness To Pay) o la voluntad de aceptar la compensación (Willingness To Accept compensation) por la disponibilidad o la pérdida de estos servicios ecosistémicos.

	Costo de viaje:	Es la determinación del costo monetario de realizar un viaje (a un parque) para poder utilizar algún SE (como científico o inspiracional)
	Precios hedónicos:	Es el valor monetario de un inmueble, estimado a través de un modelo económico que identifica las variaciones de su precio al considerar la demanda de bienes y servicios ecosistémicos, asociados al inmueble. Como ejemplo: es que los precios de vivienda en playas suelen superar los precios de las viviendas en el interior, aunque su construcción sea idéntica.

Fuentes: Castilla Gutiérrez y Aguilera Klink (1994), De Groot et al. (2002), Arias-Arévalo et al. (2018) y López-Mathamba et al. (2018).

Contribuciones de la naturaleza a las personas

La IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) ha usado como base a los servicios ecosistémicos y ha construido el concepto de las contribuciones que las personas reciben de la naturaleza (nature's contributions to people; NCP; Díaz et al., 2018).

Las contribuciones de la naturaleza (biodiversidad, ecosistemas y los procesos ecológicos de evolución) pueden ser positivas o negativas (Díaz et al., 2018) y se clarifican como de regulación, materiales y no materiales (Fischer et al., 2018). Así mismo, continúan siendo esenciales para definir la calidad de vida de las personas, por lo que tienen valor cultural y económico (Lundquist et al., 2017; Díaz et al., 2018; Fischer et al., 2018).

Las NCP son un sistema inclusivo porque reconoce un amplio rango de puntos de vista. Como ejemplo, puede incluir entidades humanas o no humanas que están relacionadas con la naturaleza y el bienestar que ésta da a las personas (Díaz et al., 2018). Lo que hace un cambio de paradigma, porque la integración de estos elementos permite ir más allá de los SE y su valoración es una herramienta que integra diversas disciplinas que favorece la toma de decisiones (Sanders et al., 2016; Díaz et al., 2018).

Cuadro 14.5. Conceptualización del valor con las NCP.

Focos de valor	Tipos de valor			Ejemplos
Naturaleza	Intrínseco			Derechos de bienestar animal
				Diversidad genética de la biodiversidad
NCP	Antropocéntrico	Instrumental	Regulación	Polinización
			Material	Alimentos
		Relacional	No material	Materias primas
				Experiencias físicas con la naturaleza
				Salud mental, emocional y física
				Cohesión social

Fuente: Adaptado de Pascual et al. (2017) y Fischer et al. (2018).

Valoración integral de los SE y de la fitodiversidad que los brinda

El entender las formas de valorar a la biodiversidad y a los servicios ecosistémicos es una estrategia que permite conservar los ecosistemas, así que se presenta esta propuesta metodológica para la valoración integral de los servicios ecosistémicos (SE) y a la fitodiversidad que los brinda, la cual se aplicó en el paisaje de la cuenca de la presa de Guadalupe (CPG), que es una zona periurbana a la Ciudad de México.

La CPG se seleccionó porque está en la región centro-sur de México (CONEVYT, 2017), donde históricamente se ha documentado la presencia de grupos étnicos, como los Otomíes (INEGI, 2009), por lo que existen SE de tipo cultural que son brindados por plantas, nativas, que se encuentran en los bosques locales que han sido decretados como parques nacionales, parques estatales y están bajo tenencia de la tierra comunal y ejidal. Además, la CPG dentro del área de convergencia de las regiones biogeográficas Neotropical y Neártica (Espinosa et al., 1999), lo que favorece una alta riqueza florística, compuesta por al menos 979 especies (López-Mathamba et al., 2018). Sin embargo, la riqueza florística es amenazada por la presión demográfica y la urbanización

(McKinney, 2002), lo que pone en riesgo a los SE que los habitantes usan para solucionar algunas de sus necesidades alimenticias, culturales y medicinales.

El método de valoración emplea tres matrices de tipo cultural, ecológico y económico, cada matriz se forma de dos índices, para determinar el respectivo valor de la fitodiversidad y el de los SE. En efecto, la estructura de los seis índices está basada en el índice de importancia cultural (Cultural Significance Index; CSI), propuesto por Silva et al., (2006). El CSI es un índice con enfoque antropológico, inicialmente propuesto por Turner (1988), y posteriormente modificado por Stoffle et al., (1990) y por Silva et al., (2006). Este índice determina la importancia cultural de una planta, al considerar todos sus usos, donde el investigador pondera tres variables por cada uso. Además, incorpora un método de consenso llamado factor de corrección, que ajusta la sensibilidad del método a la intensidad del muestreo (Silva et al., 2006; Hoffman & Gallaher, 2007).

El resultado de la valoración integral depende de la relación entre el investigador (experiencia social y etnobiología) y las personas estudiadas, porque la fitodiversidad y los SE son identificados a través del enfoque etnobotánico, (Hoffman & Gallaher, 2007).

Cuadro 14.6. Matrices de valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos.

Matriz de valor cultural	Índice de valor cultural del SE	$\left[\sum_{i=1}^n (m * p * v) \right] * FE$
	Índice de valor cultural de la fitodiversidad	$\left[\sum_{i=1}^n (m * p * v) \right] * FM$
Matriz de valor ecológico	Índice de valor ecológico del SE	$\left[\sum_{i=1}^n (o * r * h) \right] * FE$
	Índice de valor ecológico de la fitodiversidad	$\left[\sum_{i=1}^n (o * r * h) \right] * FP$
Matriz de valor económico	Índice de valor económico del SE	$\left[\sum_{i=1}^n (c * e * t) \right] * FE$
	Índice de valor económico de la fitodiversidad	$\left[\sum_{i=1}^n (c * e * t) \right] * FS$

Matriz de valor cultural

Se basa en la importancia cultural de una planta y sus usos totales (Turner, 1988), en donde la importancia de una planta está en función de su utilidad dentro de una cultura particular.

El concepto de utilidad incluye usos reconocidos como el medicinal y comestible, pero también se amplía para incluir los usos de tipo abstracto (amuletos), lúdico o el no uso de plantas venenosas (Turner, 1988). El valor cultural cambia por factores en la utilidad, como la intensidad y exclusividad de uso (Turner, 1988; Silva et al., 2006). Además, puede cambiar con el tiempo porque alguna planta pudo haber sido utilizada y reconocida hace 100 años, pero al cambiar la cultura, cambia su utilidad y deja de ser importante o reconocida (Turner, 1988). Así mismo, la importancia cultural puede ser mayor en grupos especializados, como agricultores y chamanes o artesanos, en donde el valor cultural es mayor de lo que la población en general podría necesitar o comprender (Turner, 1988; Silva et al., 2006).

- a. **Índice de valor cultural de los SE (IVCSE):** Se basa en la cantidad de especies que brindan el SE y en las características culturales a ponderar (Tabla 12.1 Matrices de valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Tabla 12.2 Matriz de valoración cultural. y 12.5).
- b. **Índice de valor cultural de la fitodiversidad (IVCF):** Se basa en la cantidad de SE que brinda la fitodiversidad y las características culturales a ponderar (Tabla 12.1 Matrices de valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Tabla 12.2 Matriz de valoración cultural. y 12.5).

Cuadro 14.7.. Matriz de valoración cultural.

		IVCSE:		
		SE ₁	SE _n	
		=	=	
IVCF:	Taxón ₁ =	[(m ₁₁ *p ₁₁ *v ₁₁)	(m _{1n} *p _{1n} *v _{1n})]	* FM ₁ = IVC Taxón ₁
	Taxón _n =	[(m _{n1} *p _{n1} *v _{n1})	(m _{nn} *p _{nn} *v _{nn})]	* FM _n = IVC Taxón _n
		*		
		FE ₁	FE _n	
		=	=	
		IVC SE ₁	IVC SE _n	
Índice de valor cultural del SE (IVC SE)				
Índice de valor cultural de la fitodiversidad (IVC taxón)				

Matriz de valor ecológico

Las variables ecológicas para ponderar en los índices son características presentes en los conceptos de nicho ecológico y de restauración ecológica, porque se considera que la biodiversidad se conserva o agota por el uso de sus SE.

Grinnell (1917) planteó al nicho ecológico como un concepto que explica el lugar de una especie dentro de un ecosistema, según su papel en la comunidad ecológica, limitado geográficamente por ciertas condiciones climáticas y sin tomar en cuenta el efecto de la especie sobre otros organismos, con la idea de que el ambiente crea a los nichos ecológicos y las especies los llenan para que permitan el funcionamiento del ecosistema (Milesi & Lopez Casenave, 2005; Martínez Ainsworth, 2013; Chiappa Carrara, 2018). Desde esta perspectiva consideramos que los SE son el nicho que las personas identifican para las especies, las cuales son representadas por el propósito de su uso en la localidad.

La restauración ecológica nos permite entender que los ecosistemas no tienen un estado particular que pueda considerarse como óptimo, porque no se encuentran en un estado estático de equilibrio, sino en flujo, con etapas sucesivas de cambio paulatino o drástico (Sánchez, 2005). En especial porque la especie humana ha estado íntimamente relacionada con los cambios de los ecosistemas, ya que las culturas se han construido en función de los SE que han identificado en su medio natural (Sánchez, 2005). Aun así, se busca evitar el deterioro de los ecosistemas nativos, ya que representan la pérdida de la biodiversidad, lo que lleva a la simplificación de las funciones de los ecosistemas y la reducción de los SE (Sánchez et al., 2005).

- a. **Índice de valor ecológico de los SE (IVESE):** El índice se basa en la cantidad de especies que brindan el se y el riesgo de desaparecer que tienen esas especies, según las características ecológicas a ponderar (Tabla 12.1 Matrices de valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos.,Tabla 12.3. Matriz de valoración ecológica., y 12.5).
- b. **Índice de valor ecológico de la fitodiversidad (IVEF):** Se basa en la cantidad de SE que brinda la especie y el riesgo de desaparecer que ésta tiene, según las características ecológicas a ponderar (Tabla 12.1 Matrices de valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos.,- Tabla 12.3. Matriz de valoración ecológica., y 12.5).

Cuadro 14.8. Matriz de valoración ecológica.

		IVESE:		
		SE ₁	SE _n	
		=	=	
IVEF:	Taxón ₁ =	[(o ₁₁ *r ₁₁ *h ₁₁)]	(o ₁₁ *r ₁₁ *h ₁₁)]	* FP ₁ = IVD Taxón ₁
	Taxón _n =	[(o ₁₁ *r ₁₁ *h ₁₁)]	(o ₁₁ *r ₁₁ *h ₁₁)]	* FP _n = IVE Taxón _n
		*		
		FE ₁	FE _n	
		=	=	
		IVE SE ₁	IVE SE _n	
Índice de valor ecológico del SE (IVE SE)				
Índice de valor ecológico de la fitodiversidad (IVE				
Taxón)				

Matriz de valor económico

Las variables económicas para ponderar los índices son características que permiten la identificación del grado de mercantilización de la fitodiversidad y sus SE (Fleissner, 2006), porque no estamos asignando un valor económico monetario.

La mercantilización es la transformación de bienes y servicios en mercancías que pueden ser vendidas y compradas o comercializadas, en el mercado con fines de lucro. Es decir, el valor de uso, o la capacidad para satisfacer necesidades humanas, es sustituido por el valor de cambio, que se representa por una cantidad monetaria y que permite la permutación y adquisición de otros bienes y servicios que ya se han mercantilizado (Fleissner, 2006). Esta valoración también muestra que hay oferta y demanda de bienes y se, sin recurrir a una transacción monetaria para poder disfrutarlos (Sánchez et al., 2005).

- a. **Índice de valor económico de los SE (IVECSE):** Se basa en la cantidad de especies que brindan el SE y en el grado de mercantilización del SE y de las especies que lo brindan, según las características económicas a ponderar (Tabla 12.1 Matrices de valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Tabla 12.4 Matriz de valoración económica. y 12.5).
- b. **Índice de valor económico de la fitodiversidad (IVECF):** Se basa en la cantidad de seque brinda la especie y en el grado de mercantilización de los SE y de la especie, según las características económicas a ponderar (Tabla 12.1 Matrices de valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Tabla 12.4 Matriz de valoración económica. y 12.5).

Cuadro 14.9. Matriz de valoración económica.

		IVEc SE:		
		SE_1	SE_n	
		=	=	
IVEcF:	$Taxón_1 =$	$[(c_{11} * e_{11} * t_{11})]$	$(c_{11} * e_{11} * t_{11})]$	* $FS_1 = IVEc$ $Taxón_1$
	$Taxón_n =$	$[(c_{11} * e_{11} * t_{11})]$	$(c_{11} * e_{11} * t_{11})]$	* $FS_n = IVEc$ $Taxón_n$
		*		
		FE_1	FE_n	
		=	=	
		$IVEc SE_1$	$IVEc SE_n$	
		Índice de valor económico del SE (IVEc SE)		
		Índice de valor económico de la fitodiversidad		
		(IVEc Taxón)		

Cuadro de variables de valoración integral.

Cuadro 14 10. Variables de las matrices de valoración integral de los SE y fitodiversidad.

	Variables		Valor de las variables
Matriz de valoración cultural:	m	El “manejo” del taxón para obtener algún SE impacta en la vida diaria de las personas en la localidad (Turner, 1988), puede ser desde una manera incipiente o hasta su cultivo para la obtención del SE (Silva et al. 2006), haciendo que la importancia cultural del taxón y el SE aumenten.	Con “m”: 2
			Sin “m”: 1
	p	La “preferencia” del taxón para obtener un SE, indica que la importancia cultural del taxón y el SE aumentan (Stoffle et al. 1990).	Con “p”: 2
			Sin “p”: 1
	v	La “vigencia del SE” brindado por el taxón indica que ese conocimiento y beneficio podrá ser transmitido (Stoffle et al. 1990), lo que aumenta la importancia cultural del SE y del taxón.	Con “v”: 2 Sin “v”: 1
FM	El “factor de corrección de menciones del taxón” permite reflejar con menor subjetividad la importancia cultural del taxón, porque es el consenso entre los informantes y considera que el taxón puede ser mencionado por diversos SE (Silva et al. 2006).	Las menciones del taxón entre las menciones del taxón más mencionado.	
FE	El “factor de corrección de las especies (taxón)* reduce la subjetividad de la importancia cultural del SE, porque es un consenso entre los informantes, ya que unos SE son brindados por más de un taxón (Reyes-García et al. 2006).	Es la cantidad de taxones que brindan el SE entre la mayor cantidad de taxones que brindan un SE.	
Matriz de valoración ecológica:	o	El “origen y distribución natural del taxón que brinda el SE” es una característica que aumenta la importancia ecológica del taxón y del SE. El “origen y distribución” tienen relación con el funcionamiento natural del ecosistema y de la cultura local, permitiendo tener una idea de la relación geográfica y temporal entre los pobladores y los SE brindados por el taxón (Sánchez, 2005; Segura Burciaga, 2005).	Endémica: 3
			Nativa: 2
			Exótica: 1
	r	El “riesgo de desaparición a nivel nacional que tiene el taxón por brindar SE”, aumenta la importancia ecológica del taxón y del SE. Se considera que su riesgo es debido al uso excesivo de los SE que el taxón provee. El nivel de riesgo de extinción o desaparición del taxón en México se encuentra en la norma oficial de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT; NOM-059-SEMARNAT-2010; Diario Oficial de la Federación Mexicana, 2010).	Con “r” y endémica: 3 Con “r” y nativa: 2
			El resto de las combinaciones.
h	El “impacto humano negativo sobre el taxón al disfrutar su SE (local)”. Aquí el investigador identifica si el aprovechamiento del SE pone en riesgo al taxón, aumentando la valoración ecológica de éste (Diario Oficial de la Federación Mexicana, 2010).	Con “h” y endémica: 3 Con “h” y nativa: 2 El resto de las combinaciones.	
FP	El “factor de corrección de presencia del taxón” permite reflejar con menor subjetividad la importancia ecológica de una especie, porque representa el consenso entre los puntos de muestreo brindados por los informantes. Puede indicar si la especie se está incrementado o reduciendo su área de distribución con relación a los SE que brinda.	Es el número de veces que el taxón está presente entre la mayor cantidad de veces que un taxón está presente.	
FE	Igual al anterior.		

Matriz de valoración económica:	c	Al identificar la “presencia de costo monetario de producción para disfrutar el SE brindado por el taxón” se reconoce que existe participación humana remunerada y el uso de un bien o servicio para producir otro bien o servicio, lo cual debe ser cubierto por el precio (Zugarramurdi et al. 1998; Fleissner, 2006).	Con “c”: 2 Sin “c”: 1
	e	La “presencia de valor económico monetario (precio) del SE que brinda el taxón” es el valor monetario para cubrir el costo de producción y generar una ganancia económica monetaria (FAO, 2018a). También permite comparar bienes y servicios sin considerar directamente sus cualidades culturales y ecológicas (FAO, 2018b).	Con “e”: 2 Sin “e”: 1
	t	Identificar a la “presencia de transacción monetaria para disfrutar el SE que brinda el taxón” como la principal forma de obtener el bien o servicio demuestra que se acepta la presencia del “c” y “e”, lo que significa que el SE bajo análisis sí es comercializado (Fleissner, 2006).	Cuando la “t” es la principal: 2 Cuando la “t” no es la principal: 1
	FS	El “factor de corrección de especies (taxón) que brindan el SE” permite reflejar con menor subjetividad la importancia económica del SE que brinda el taxón, porque representa el consenso entre los informantes, ya que el taxón puede ofertar uno o más SE demandados (Reyes-García et al. 2006).	La cantidad de SE que brinda el taxón ÷ la mayor cantidad de SE que brinda un taxón.
	FE	Igual a los anteriores.	

Resultados de la zonificación y de la valoración integral:

La CPG se dividió en tres zonas (natural, rural y urbana). La zona natural posee el 32.58% (123.82 km²) del área, su rango altitudinal va desde los 2400 a los 3850 msnm, no está poblada y el uso del suelo es tierra forestal (bosques de *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, *Quercus spp.* y mixtos) y praderas (pastizales naturales y zonas agropecuarias).

La zona rural tiene el 31.47% (119.55 km²) del área de la CPG, su rango altitudinal va desde los 2400 a los 3300 msnm, su densidad poblacional promedio es de 200 personas/km² y el suelo es usado principalmente para actividades económicas primarias y terciarias (agrícolas y forestales; comercio y transporte).

La zona urbana tiene el 35.95% (136.63 km²) del área de la CPG, su rango altitudinal va desde los 2200 a los 2450 msnm, con una densidad poblacional promedio de 10,718 personas/km² y el suelo es usado principalmente para actividades económicas secundarias y terciarias.

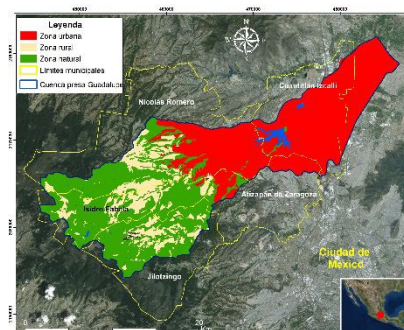


Imagen 14.1. Zonas de la cuenca presa de Guadalupe.

En la zona rural y urbana se identificaron y valoraron integralmente un total de 175 servicios ecosistémicos, clasificados en nueve categorías. Se identificaron y valoraron integralmente 339 especies de plantas proveedoras de SE, las cuales representan 34 especies endémicas de México, 114 especies nativas de México, 191 especies exóticas y 99 familias botánicas.

En la zona rural se identificaron 166 SE y se clasificaron en ocho categorías (artesanal, comestible, filiación cultural³, naturaleza, lúdica⁴, maderable, medicinal y ornato). Se identificaron y valoraron integralmente 298 plantas proveedoras de SE, las cuales se conforman por 33 especies endémicas, 98 especies nativas, 167 especies exóticas y 91 familias botánicas.

En la zona rural podemos ver (Imagen 2) que en tres categorías aparecen el 98% de las especies. El 72% de las especies brindan servicios de “ornato”, el 36% de las especies son “comestibles” y el 33% de las especies son de “uso medicinal”.

³ Son elementos de interpretación simbólica pertenecientes a la cultura local (Urióstegui-Flores, 2015).

⁴ Plantas o sus partes que se utilizan para jugar o como entretenimiento.

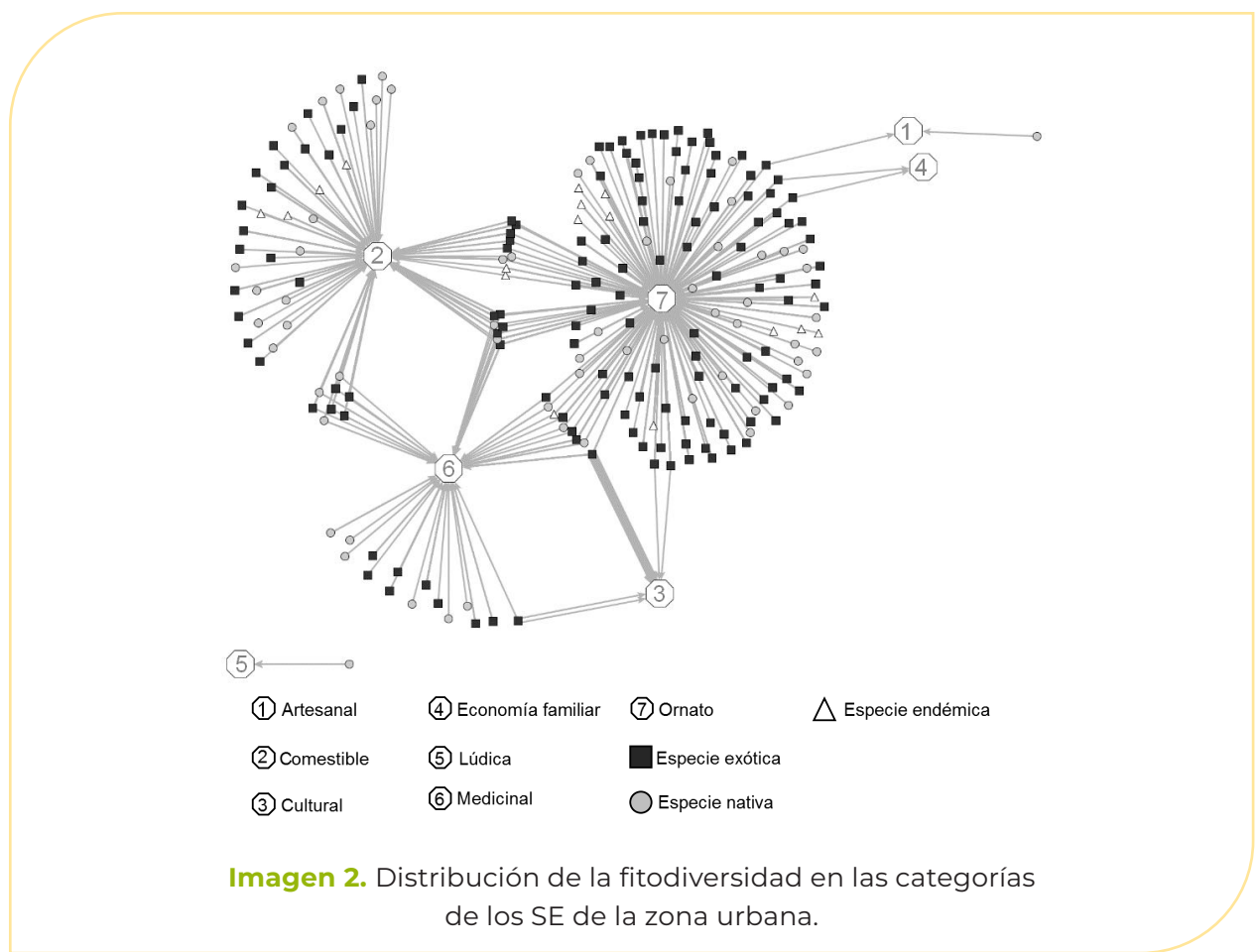
En la zona urbana se identificaron 44 SE y se clasificaron en siete categorías (artesanal, comestible, filiación cultural, economía familiar, lúdica, medicinal y ornato). Se identificaron y valoraron integralmente 217 plantas proveedoras de SE, las cuales representan 19 especies endémicas, 63 especies nativas, 135 especies exóticas y 82 familias botánicas.

En la zona urbana podemos ver (Imagen 3) que en tres categorías aparecen el 99% de las especies. El 71% de las especies brindan servicios de “ornato”, el 28% de las especies son “comestibles” y el 18% de las especies son de “uso medicinal”.

Redes sociales entre las categorías de SE, el origen y la Redes sociales entre las categorías de SE, el origen y la distribución natural de los taxones



Las Imágenes 2 y 3 hacen visible que la fitodiversidad puede brindar SE de diferentes categorías, característica que denota las redes formadas entre los SE y las plantas para dar bienestar humano. Se considera que las especies que brindan SE en más de una categoría podrían causar mayor beneficio. Por ejemplo, una planta que ofrece tres SE, uno de ornato, uno medicinal y uno comestible, tendría más importancia local que una planta con tres SE de ornato.



Valoración integral de la fitodiversidad y sus SE:

Los resultados que se presentan de las matrices corresponden a 10 servicios ecosistémicos (SE) y 10 especies de plantas, con la mayor importancia cultural, ecológica y económica de la zona rural y urbana. Para la discusión de los resultados de cada matriz de valoración se analizan dos SE y dos plantas, con la intención de mostrar cómo interpretar el resultado obtenido.

Matriz de valoración cultural

Importancia cultural de los servicios ecosistémicos:

En la zona rural se valoraron culturalmente 166 SE, de los cuales el 57.83% son brindados por una especie, el 15.66% son brindados por dos especies y el 26.51% son brindados por más de dos especies. Mientras que en la zona urbana se identificaron 44 SE, de los cuales el 59.10% son brindados por una especie, el 20.45% son brindados por dos especies y el 20.45% son brindados por más de dos especies.

Se muestra el cálculo completo de la importancia cultural del SE “aroma” en la zona urbana, para mejorar el proceso calculo e interpretación del índice.

$$\begin{aligned} \text{Aroma} &= [\sum(m * p * v)] * FE \\ \text{Aroma} &= [\sum(\text{cedro})(\text{lavanda})(\text{mejorana})(\text{ruda})](4/97) \\ \text{Aroma} &= [\sum(2 * 1 * 2)(2 * 1 * 2)(2 * 1 * 2)(2 * 1 * 2)](4/97) \\ \text{Aroma} &= [16](4/97) = 0.6 \end{aligned}$$

Las zonas rural y urbana tienen ocho SE en común, al compararlos vemos que en la zona rural estos tienen mayor importancia cultural porque son brindados por mayor cantidad de especies y las características culturales (“m”, “p”, “v” y “FE”) se han ponderado diferente.

En la zona urbana vemos que los SE “té” y “digestivo” son brindados por la misma cantidad de plantas, pero el SE “té” tiene mayor importancia cultural porque es brindado por mayor cantidad de especies preferidas para ese propósito:

$$Té = [\sum(cedro)(mejorana)(naranja)(tabaquillo)(té de limón)(toronjil blanco)](6/97)$$

$$Té = [\sum(2*1*2)(2*2*2)(2*1*2)(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)](6/97) = 2.4$$

$$Digestivo = [\sum(ajenjo)(cedro)(hierbabuena)(hinojo)(menta)(quiebra plato)] (6/97)$$

$$Digestivo = [\sum(2*2*2)(2*1*2)(2*1*2)(2*2*2)(2*1*2)(2*1*2)](6/97) = 1.9$$

Cuadro 14.11. Los 10 servicios ecosistémicos con mayor importancia cultural de la zona rural.

Importancia cultural	Servicio ecosistémico	Categoría del SE	Especies que brindan el SE	m ^a	p ^b	v ^c
812	Flor para ornato	Ornato	115	115	87	115
719.3	Planta para ornato	Ornato	113	113	71	113
98.4	Verdura	Comestible	41	41	28	41
56.2	Follaje para ornato	Ornato	33	33	16	33
45.2	Fruta	Comestible	26	26	24	26
38.9	Condimento	Comestible	26	26	17	26
29.6	Contra la tos	Medicinal	25	25	9	25
26	Digestivo	Medicinal	22	22	12	22
21.4	Té	Comestible	22	22	6	22
17.5	Mal del aire	Filiación cultural	18	18	10	18

m^a: es la cantidad de especies que reciben manejo para brindar el SE bajo análisis.

p^b: es la cantidad de especies que son preferidas para el SE bajo análisis.

v^c: es la cantidad de especies que brindan el SE bajo análisis y que éste es considerado vigente.

Cuadro 14.12. Los 10 servicios ecosistémicos con mayor importancia cultural de la zona urbana.

Importancia cultural	Servicio ecosistémico	Categoría del SE	Especies que brindan el SE	m ^a	p ^b	v ^c
684	Planta para ornato	Ornato	97	95	76	97
345.6	Flor para ornato	Ornato	66	66	61	66
51.5	Fruta	Comestible	25	25	25	25
17.2	SE indefinido	Medicinal	19	18	4	19
12.9	Verdura	Comestible	13	12	11	13
10	Condimento	Comestible	11	11	11	11
3	Contra la tos	Medicinal	8	7	1	8
2.4	Té	Comestible	6	6	4	6
1.9	Digestivo	Medicinal	6	6	2	6
0.6	Aroma	Ornato	4	4	0	4

m^a: es la cantidad de especies que reciben manejo para brindar el SE bajo análisis.

p^b: es la cantidad de especies que son preferidas para el SE bajo análisis.

v^c: es la cantidad de especies que brindan el SE bajo análisis y que éste es considerado vigente.

Importancia cultural de la fitodiversidad:

En la zona rural se valoraron culturalmente 298 especies, de las cuales el 41.95% brindan un SE, el 25.50% otorgan dos SE y el 32.55% dan más de dos SE. Mientras que en la zona urbana se valoraron culturalmente 217 especies, de las cuales el 77.42% ofrecen un SE, el 15.21% brindan dos SE, el 5.53% dan más de dos SE y el 1.84% de las especies son manejadas, pero no son aprovechadas, porque únicamente se les reconoce la categoría del SE y no su SE específico.

Se muestra el cálculo completo de la importancia cultural de la “azucena” y de la “higuera” en la zona urbana:

$$\text{Azucena} = [\sum(m \cdot p \cdot v)] \cdot FM$$

$$\text{Azucena} = [\sum(\text{venta de flor})(\text{flor para ornato})(\text{planta para ornato})](13/50)$$

$$\text{Azucena} = [\sum(2 \cdot 1 \cdot 2)(2 \cdot 2 \cdot 2)(2 \cdot 1 \cdot 2)](13/50)$$

$$\text{Azucena} = [16](13/50) = 4.2$$

$$\text{Higuera} = [\sum(m*p*v)]*FM$$

$$\text{Higuera} = [\sum(\text{fruta})(\text{contra la tos})(\text{planta para ornato})](16/50)$$

$$\text{Higuera} = [\sum(2*2*2)(2*1*2)(2*1*2)](16/50) = 5.1$$

La “azucena” y la “higuera” ofrecen la misma cantidad de SE, pero su importancia cultural es diferente. Porque la higuera se ve favorecida por el factor de corrección de menciones (FM).

Lo mismo podemos ver en la zona rural, al comparar a el “pino ocote” y la “hierbabuena”, ambos brindan la misma cantidad de SE, pero el “FM” hace que la hierbabuena tenga mayor importancia cultural.

La zona rural y urbana tienen tres especies en común (hierbabuena, ruda y sábila). Pero estas tienen mayor importancia cultural en la zona rural, porque brindan más SE y las características culturales (“m”, “p”, “v” y “FM”) se han ponderado diferente.

Cuadro 14.13. Las 10 plantas con mayor valor cultural de la zona rural.

Importancia cultural	Nombre local	Especie	SE que brinda	Menciones	m ^a	p ^b	v ^c
72	Sábila	<i>Aloe vera</i>	17	95	17	1	17
69.6	Maguey	<i>Agave atrovirens</i>	17	57	17	11	17
27.6	Malvón	<i>Pelargonium zonale</i>	6	73	6	3	6
25.2	Hierbabuena	<i>Mentha spicata</i>	11	46	11	2	11
23.2	Tepozán	<i>Buddleja cordata</i>	14	23	14	9	14
22.9	Maíz	<i>Zea mays</i>	9	34	9	7	9
22.7	Ruda	<i>Ruta graveolens</i>	11	45	11	1	11
15.9	Oyamel	<i>Abies religiosa</i>	10	21	10	8	10
14.4	Pino ocote	<i>Pinus hartwegii</i>	11	18	11	9	10
14.2	Diente de león	<i>Taraxacum officinale</i>	11	26	11	1	11

m^a: es la cantidad de veces que la especie recibe manejo para brindar algún SE.

p^b: es la cantidad de veces que la especie es preferidas para brindar algún SE.

v^c: es la cantidad de veces que la especie brindan algún SE vigente.

Cuadro 14.16. Las 10 plantas con mayor valor cultural de la zona urbana.

Importancia cultural	Nombre local	Especie	SE que brinda	Menciones	m ^a	p ^b	v ^c
44	Sábila	<i>Aloe vera</i>	9d	50	10	1	10
12.8	Ruda	<i>Ruta graveolens</i>	5d	23	6	1	6
11	Cedro	<i>Cupressus lusitanica</i>	5	23	5	1	5
10.4	Buganvilla	<i>Bougainvillea glabra</i>	3d	26	4	1	4
8.9	Hierbabuena	<i>Mentha spicata</i>	3	28	3	1	3
8.6	Rosal	<i>Rosa chinensis</i>	2	36	2	1	2
5.1	Higuera	<i>Ficus carica</i>	3	16	3	1	3
4.6	Durazno	<i>Prunus persica</i>	2	19	2	1	2
4.2	Azucena	<i>Hippeastrum elegans</i>	3	13	3	1	3
4.1	Nochebuena	<i>Euphorbia pulcherrima</i>	2	17	2	1	2

m^a: es la cantidad de veces que la especie recibe manejo para brindar algún SE.

p^b: es la cantidad de veces que la especie es preferidas para brindar algún SE.

v^c: es la cantidad de veces que la especie brindan algún SE vigente.

(d): especie que ofrece un SE medicinal no identificado.

Matriz de valoración ecológica

Importancia ecológica de los servicios ecosistémicos:

En la zona rural se determinó la importancia ecológica de 166 SE, de los cuales el 30% pueden ser brindados por especies endémicas, el 59% por especies nativas y el 49% por especies exóticas. Mientras que en la zona urbana se calculó la importancia ecológica de 44 SE, de los cuales el 23% pueden ser brindados por especies endémicas, el 45% por especies nativas y el 73% por especies exóticas.

El SE “cabello brillante” de la zona urbana se obtiene a través de la biznaga (*Echinocactus grusonii*) y de la sábila (*Aloe vera*). Pero las plantas tienen diferente aporte a la importancia ecológica del SE, la biznaga aporta mayor importancia ecológica, por ser una planta endémica de México (o), con riesgo de desaparecer y protegida por las leyes mexicanas (r) y su uso local tiene un impacto negativo en su conservación (h). Mientras que la sábila es exótica (o) y no tiene riesgos de desaparecer (r, h):

$$\begin{aligned} \text{Cabello brillante} &= [\sum(o*r*h)]*FE \\ \text{Cabello brillante} &= [\sum(\text{biznaga})(\text{sábila})](2/97) \\ \text{Cabello brillante} &= [\sum(3*3*3)(1*1*1)](2/97) \\ \text{Cabello brillante} &= [28](2/97) = 0.6 \end{aligned}$$

Los SE “té” y “digestivo” de la zona urbana, son brindados por la misma cantidad de especies, pero el SE “té” tiene mayor importancia ecológica porque las características ecológicas (“o”, “r”, “h” y “FE”) se han ponderado diferente, en especial porque el tabaquillo es una especie endémica de México (o) y su uso local tiene efecto negativo en su conservación (h):

$$\begin{aligned} \text{Té} &= [\sum(\text{cedro})(\text{mejorana})(\text{naranja})(\text{tabaquillo})(\text{té de limón})(\text{toronjil blanco})](6/97) \\ \text{Té} &= [\sum(2*2*1)(1*1*1)(1*1*1)(3*1*3)(1*1*1)(1*1*1)](6/97) = 1.1 \\ \text{Digestivo} &= [\sum(\text{ajenjo})(\text{cedro})(\text{hierbabuena})(\text{hinojo})(\text{menta})(\text{quiebra plato})] (6/97) \\ \text{Digestivo} &= [\sum(1*1*1)(2*2*1)(1*1*1)(1*1*1)(1*1*1)(2*1*1)]*(6/97) = 0.6 \end{aligned}$$

Cuadro 14.14. Los 10 servicios ecosistémicos con mayor valor ecológico de la zona rural.

Importancia ecológica	SE	Categoría del SE	Especies que brindan el SE	End. ^a	Nat. ^b	Ex. ^c	r ^d	h ^e
205.4	Planta para ornato	Ornato	113	16	42	55	4	1
166	Flor para ornato	Ornato	115	12	24	79	1	1
28.2	Verdura	Comestible	41	3	17	21	0	1
16.4	Follaje para ornato	Ornato	33	4	13	16	2	0
11.5	Contra la tos	Medicinal	25	3	8	14	1	2
9.7	Fruta	Comestible	26	4	7	15	0	0
9.7	Condimento	Comestible	26	1	9	16	1	1
6.7	Digestivo	Medicinal	22	4	5	13	0	0
6.9	Té	Comestible	22	1	6	15	0	0
5.3	Mal del aire	Filiación cultural	18	2	4	12	1	1

End.^a: es la cantidad de especies endémicas que brindan el SE.

Nat.^b: es la cantidad de especies nativas que brindan el SE.

Ex.^c: es la cantidad de especies exóticas que brindan el SE.

r^d: es la cantidad de especies endémicas y nativas que son protegidas por la NOM-059-SEMARNAT-2010.

h^e: es la cantidad de especies endémicas y nativas que son afectadas negativamente por el uso del SE.

Cuadro 14.18. Los 10 servicios ecosistémicos con mayor valor ecológico de la zona urbana.

Importancia ecológica	SE	Categoría del SE	Especies que brindan el SE	End. ^a	Nat. ^b	Ex. ^c	r ^d	h ^e
169	Planta para ornato	Ornato	97	11	32	54	5	0
60.5	Flor para ornato	Ornato	66	3	9	54	2	0
9.5	Fruta	Comestible	25	2	9	14	0	0
5.7	SE indefinido	Medicinal	19	0	8	11	1	0
2.7	Verdura	Comestible	13	1	7	5	0	0
2.3	Condimento	Comestible	11	0	3	8	1	1
1.1	Té	Comestible	6	1	1	4	1	1
0.8	Contra la tos	Medicinal	8	0	2	4	0	0
0.6	Digestivo	Medicinal	6	0	2	4	0	1
0.6	Cabello brillante	Medicinal	2	1	0	1	1	1

End.^a: es la cantidad de especies endémicas que brindan el SE.

Nat.^b: es la cantidad de especies nativas que brindan el SE.

Ex.^c: es la cantidad de especies exóticas que brindan el SE.

r^d: es la cantidad de especies endémicas y nativas que son protegidas por la SEMARNAT.

h^e: es la cantidad de especies endémicas y nativas que son afectadas negativamente por el uso del SE

Importancia ecológica de la fitodiversidad:

En la zona rural se valoraron ecológicamente 298 especies, de las cuales el 11.07% son endémicas, el 32.89% son nativas y el 56.04% son exóticas. Mientras que en la zona urbana se valoraron culturalmente 217 especies, de las cuales el 8.76% son endémicas, el 29.03% son nativas y el 62.21% son exóticas.

La importancia ecológica del “nopalillo”, de la zona urbana, está influenciada por sus características ecológicas y por los dos SE que brinda:

$$\text{Nopalillo} = [\sum(o*r*h)]*FP$$

$$\text{Nopalillo} = [\sum(\text{flor para ornato})(\text{planta para ornato})]*(9/39)$$

$$\text{Nopalillo} = [\sum(3*1*1)(3*1*1)](9/39)$$

$$\text{Nopalillo} = [6](9/39) = 1.4$$

La “pata de elefante”, de la zona urbana, tiene la misma importancia ecológica que el “nopalillo”, aunque aporte menos SE y tenga menor presencia. Esto se debe a que la “pata de elefante” es una planta endémica (o) y que es protegida por la ley mexicana, por el riesgo de desaparecer (r). Las dos plantas brindan únicamente SE de la categoría de “ornato” y no se les identificó impacto negativo en su uso local (h) con respecto a su conservación.

$$\text{Pata de elefante} = [\sum(\text{planta para ornato})](6/39)$$

$$\text{Pata de elefante} = [\sum(3*3*1)](6/39) = 1.4$$

La zona rural y urbana tienen cuatro especies en común (sábila, cedro, ruda y hierbabuena) y ninguna tiene la misma importancia ecológica, básicamente porque las especies en la zona rural brindan más SE y tienen mayor presencia.

El impacto de las características ecológicas evaluadas (“o”, “r”, “h” y “FP”) se puede ver al analizar a la “biznaga” de la zona urbana. Porque ocupa el décimo puesto en presencia y ofrece dos SE, pero al ser una planta endémica, con “r” y con “h”, hace que la importancia ecológica sea de 3.7, ocupando el tercer puesto.

Cuadro 14.19. Las 10 plantas con mayor valor ecológico de la zona rural.

Importancia ecológica	Nombre	Especie	Estatus migratorio	Distribución	r ^a	Presencia	SE	h
38.1	Maguey	<i>Agave atrovirens</i>	Nativa	Endémica	No	57	17	8
15	Sábila	<i>Aloe vera</i>	Exótica	Exótica	No	95	17	0
14.8	Tabaquillo	<i>Satureja macrostema</i>	Nativa	Endémica	No	23	6	5
11.7	Cedro	<i>Cupressus lusitánica</i>	Nativa	No endémica	Sí	26	7	1
7.8	Nogal	<i>Juglans mollis</i>	Nativa	Endémica	No	23	7	1
7	Tepozán	<i>Buddleja cordata</i>	Nativa	No endémica	No	23	14	1
6.8	Ruda	<i>Ruta graveolens</i>	Exótica	Exótica	No	45	11	0
6.8	Capulín	<i>Prunus serótina</i>	Nativa	No endémica	No	30	8	0

Importancia ecológica	Nombre	Especie	Estatus migratorio	Distribución	r ^a	Presencia	SE	h
6.5	Pino ocote	<i>Pinus hartwegii</i>	Nativa	No endémica	No	18	11	2
6.1	Hierbabuena	<i>Mentha spicata</i>	Exótica	Exótica	No	46	11	0

r^a: indica si la especie es protegida por la SEMARNAT.

h^b: indica si la especie es afectada negativamente al ser aprovechada por alguno de los SE que brinda.

Cuadro 14.20. Las 10 plantas con mayor valor ecológico de la zona urbana.

Importancia ecológica	Nombre	Especie	Estatus migratorio	Distribución	r	Presencia	SE	h
10.8	Cedro	<i>Cupressus lusitanica</i>	Nativa	No endémica	Sí	21	5	0
10	Sábila	<i>Aloe vera</i>	Exótica	No endémica	No	39	9c	0
3.7	Biznaga	<i>Echinocactus grusonii</i>	Nativa	Endémica	Sí	4	2	1
3.4	Ruda	<i>Ruta graveolens</i>	Exótica	No endémica	No	22	5c	0
2.3	Buganvilia	<i>Bougainvillea glabra</i>	Exótica	No endémica	No	22	3c	0
1.9	Hierbabuena	<i>Mentha spicata</i>	Exótica	No endémica	No	25	3	0
1.8	Rosal	<i>Rosa chinensis</i>	Exótica	No endémica	No	36	2	0
1.7	Nochebuena	<i>Euphorbia pulcherrima</i>	Nativa	No endémica	No	17	2	0
1.4	Nopalillo	<i>Disocactus ackermannii</i>	Nativa	Endémica	No	9	2	0
1.4	Pata de elefante	<i>Beaucarnea recurvata</i>	Nativa	Endémica	Sí	6	1	0

ra: indica si la especie es protegida por la SEMARNAT.

hb: indica si la especie es afectada negativamente al ser aprovechada por alguno de los SE que brinda.

(c): especie que ofrece un SE medicinal no identificado.

Matriz de valoración económica

Importancia económica de los servicios ecosistémicos:

De los 10 SE que se analizan, podemos ver que, en la zona rural, seis SE tienen costo de producción en todas las plantas que los brindan, ningún SE tiene valor económico monetario en todas las especies que los brindan y ningún SE es obtenido a través de una transacción económica en todas las plantas que los brindan.

En la zona urbana podemos ver que los 10 SE tienen costo de producción en todas las especies que los brindan, los 10 SE tienen valor económico monetario en todas las especies que los brindan y los 10 SE son obtenidos principalmente a través de una transacción económica en todas las plantas que los brindan.

En la zona urbana vemos que los SE “digestivo” y “té” tienen la misma importancia económica. Esto se debe a que coinciden en la cantidad de especies que los brindan y en las características económicas evaluadas (“c”, “e”, “t” y “FE”), aunque son provistos por cinco de seis especies diferentes:

$$\text{Digestivo} = [\sum(c*e*t)]*FE$$

$$\text{Digestivo} = [\sum(\text{ajenjo})(\text{cedro})(\text{hierbabuena})(\text{hinojo})(\text{menta})(\text{quiebra plato})] (6/97)$$

$$\text{Digestivo} = [\sum(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)](6/97) = 3$$

$$\text{Té} = [\sum(c*e*t)]*FE$$

$$\text{Té} = [\sum(\text{cedro})(\text{mejorana})(\text{naranja})(\text{tabaquillo})(\text{té de limón})(\text{toronjil blanco})](6/97)$$

$$\text{Té} = [\sum(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)](6/97) = 3$$

La zona rural y urbana tienen ocho SE en común, en la zona rural estos SE son brindados por mayor cantidad de especies, pero en la zona urbana tienen mayor importancia económica, esto se debe a que tienen mayor grado de mercantilización (“c”, “e”, “t”).

Cuadro 14.21. Los 10 servicios ecosistémicos con mayor valor económico de la zona rural.

Importancia económica	Servicio ecosistémico	Categoría del SE	Especies que brindan el SE	c ^a	e ^b	t ^c
824	Flor para ornato	Ornato	115	113	102	97
804.8	Planta para ornato	Ornato	113	112	103	96
85.6	Verdura	Comestible	41	41	27	14
64.8	Follaje para ornato	Ornato	33	31	27	27
42.7	Condimento	Comestible	26	25	23	23
40.7	Fruta	Comestible	26	26	24	20
22.6	Té	Comestible	22	22	19	9
21.3	Contra la tos	Medicinal	25	25	12	6
19.1	Digestivo	Medicinal	22	22	12	8
11.6	Mal del aire	Filiación cultural	18	18	9	5

c^a: es la cantidad de especies a las que se les identifico costo de producción para obtener el SE.

e^b: es la cantidad de especies a las que se les identifico valor monetario para obtener el SE.

t^c: es la cantidad de especies que se brindan el SE bajo análisis y se pueden obtener principalmente a través de una transacción monetaria.

Cuadro 14.22. Los 10 servicios ecosistémicos con mayor valor económico de la zona urbana.

Importancia económica	Servicio ecosistémico	Categoría del SE	Especies que brindan el SE	c ^a	e ^b	t ^c
776	Planta para ornato	Ornato	97	97	97	97
359.3	Flor para ornato	Ornato	66	66	66	66
51.5	Fruta	Comestible	25	25	25	25
28.6	SE indefinido	Medicinal	19	19	19	19
13.9	Verdura	Comestible	13	13	13	13
10	Condimento	Comestible	11	11	11	11
5.3	Contra la tos	Medicinal	8	8	8	8
3	Té	Comestible	6	6	6	6
3	Digestivo	Medicinal	6	6	6	6
1.3	Aroma para ornato	Ornato	4	4	4	4

c^a: es la cantidad de especies a las que se les identifico costo de producción para obtener el SE.

e^b: es la cantidad de especies a las que se les identifico valor monetario para obtener el SE.

t^c: es la cantidad de especies que se brindan el SE bajo análisis y se pueden obtener principalmente a través de una transacción monetaria.

Importancia económica de la fitodiversidad:

De las 10 especies analizadas en la zona rural, 10 tienen costo de producción en todos los SE que brindan, cinco tienen valor económico monetario en todos los SE que brindan y tres son obtenidos a través de una transacción económica en todos los SE que brindan.

De las 10 especies analizadas en la zona urbana, 10 tienen costo de producción en todos los SE que brindan, 10 tienen valor económico monetario en todos los SE que brindan y 10 son obtenidas a través de una transacción económica en todos los SE que brindan. La zona rural y urbana tienen tres especies en común (sábila, hierbabuena y romero), las cuales tienen mayor valor de importancia económica en la zona urbana, básicamente porque las especies en la zona urbana tienen mayor grado de mercantilización, aunque brindan menos SE.

En el caso del “maguey” y la “sábila”, ambos de la zona rural, el “maguey” tiene mayor importancia económica por su grado de mercantilización. Pero en la zona urbana la “sábila” tiene la mayor importancia económica porque es la que presenta la mayor cantidad de SE y cada uno con el mayor grado de mercantilización.

En la zona urbana vemos que la “azucena” y el “naranja” tienen la misma importancia económica porque brindan la misma cantidad de SE y las características económicas (“c”, “e”, “t” y “FS”) se han ponderado igual:

$$\text{Azucena} = [\sum(c*e*t)]*FS$$

$$\text{Azucena} = [\sum(\text{venta de flor})(\text{flor para ornato})(\text{planta para ornato})](3/9)$$

$$\text{Azucena} = [\sum(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)](3/9)$$

$$\text{Azucena} = [24](3/9) = 8$$

$$\text{Naranja} = [\sum(c*e*t)]*FS$$

$$\text{Naranja} = [\sum(\text{contra la tos})(\text{fruta})(\text{té})](3/9)$$

$$\text{Naranja} = [\sum(2*2*2)(2*2*2)(2*2*2)](3/9) = 8$$

Cuadro 14.23. Las 10 plantas con mayor valor económico de la zona rural.

Importancia económica	Nombre	Especie	Servicios ecosistémicos	c ^a	e ^b	t ^c
88	Maguey	<i>Agave atrovirens</i>	17	17	9	9
78	Sábila	<i>Aloe vera</i>	17	17	17	3
57	Hierbabuena	<i>Mentha spicata</i>	11	11	11	11
38.1	Hinojo	<i>Foeniculum vulgare</i>	9	9	9	9
38.1	Romero	<i>Rosmarinus officinalis</i>	9	9	9	9
32.9	Tepozán	<i>Buddleja cordata</i>	14	14	2	2
29.8	Pino ocote	<i>Pinus hartwegii</i>	11	11	4	4
29.4	Oyamel	<i>Abies religiosa</i>	10	10	5	5
28.6	Maíz	<i>Zea mays</i>	9	9	8	5
28.2	Manzanilla	<i>Matricaria recutita</i>	8	8	8	7

c^a: es la cantidad de SE a los que se les identificó costo de producción.

e^b: es la cantidad de SE a los que se les identificó valor económico monetario.

t^c: es la cantidad de SE a los que se les identificó que se pueden obtener principalmente a través de una transacción monetaria.

Cuadro 14.24. Las 10 plantas con mayor valor económico de la zona urbana.

Importancia económica	Nombre	Especie	Servicios ecosistémicos	c ^a	e ^b	t ^c
80	Sábila	<i>Aloe vera</i>	9 ^e	10	10	10
26.7	Ruda	<i>Ruta graveolens</i>	5 ^e	6	6	6
22.2	Cedro	<i>Cupressus lusitánica</i>	5	5	5	5
22.2	Quiebra plato	<i>Oenothera pubescens</i>	5	5	5	5
10.7	Buganvilia	<i>Bougainvillea glabra</i>	3 ^e	4	4	4
8	Azucena	<i>Hippeastrum elegans</i>	3	3	3	3
8	Hierbabuena	<i>Mentha spicata</i>	3	3	3	3
8	Naranja	<i>Citrus sinensis</i>	3	3	3	3
8	Níspero	<i>Eriobotrya japonica</i>	3	3	3	3
7.1	Romero	<i>Rosmarinus officinalis</i>	2 ^{e, d}	4	4	4

c^a: es la cantidad de SE a los que se les identificó costo de producción.

e^b: es la cantidad de SE a los que se les identificó valor económico monetario.

t^c: es la cantidad de SE a los que se les identificó que se pueden obtener principalmente a través de una transacción monetaria.

(^d): especie que ofrece un SE comestible no identificado.

(^e): especie que ofrece un SE medicinal no identificado.

Conclusiones

La zonificación del área de estudio con base en la cuenca hidrográfica, el uso del suelo y la cantidad de personas por localidad permitió que las características culturales, ecológicas y económicas de la CPG se pudieran expresar en cada zona y a través de la valoración de sus SE y de la fitodiversidad que los brinda.

Las matrices permitieron la valoración de la fitodiversidad y de sus SE, a través de la intersección de sus características culturales, ecológicas y económicas; obtenidas a través de un estudio cualitativo, que permitió recolectar datos sobre la utilidad de la flora usada por los pobladores de la zona rural y urbana.

Las matrices de valoración cultural, ecológica y económica permiten que se valoren SE que no son considerados por otros métodos y se valoran SE que ya no están vigentes. Este es el caso de los se lúdicos brindados por la fitodiversidad, que se utilizaban cuando los niños acompañaban a sus padres a trabajar las milpas.

Al comparar los resultados entre la zona rural y urbana podemos ver que el valor de los SE y la fitodiversidad en común es diferente, como efecto de la zonificación. Esto es debido a que la fitodiversidad brinda diferentes se y las características culturales (manejo del taxón para obtener algún se “m”, preferencia del taxón para obtener un SE “p” y vigencia del SE “v”), ecológicas (origen y distribución natural del taxón que brinda el SE “o”, riesgo de desaparición a nivel nacional que tiene el taxón por brindar se “r”, impacto humano negativo sobre el taxón al disfrutar su SE “h”) y económicas (presencia de costo monetario de producción para disfrutar el SE brindado por el taxón “c”, presencia de valor económico monetario del SE que brinda el taxón “e”, presencia de transacción monetaria para disfrutar el SE que brinda el taxón “t”) evaluadas son ponderadas de acuerdo con la zona. Esto quiere decir que la relación de las personas con la fitodiversidad en cada zona es diferente.

El valor cultural es mayor en la zona rural que en la zona urbana porque los SE son ofrecidos por mayor cantidad de fitodiversidad, que es manejada y preferida para esos propósitos. También, la fitodiversidad brinda mayor cantidad de servicios ecosistémicos. La zona rural tiene mayor importancia ecológica que la zona urbana, porque los SE son brindados por mayor cantidad de fitodiversidad y mayor proporción de estas especies son endémicas y nativas. Así mismo, la fitodiversidad brinda mayor cantidad de se.

El valor económico es mayor en la zona urbana porque los SE y la fitodiversidad tienen mayor grado de mercantilización que los SE y la fitodiversidad de la zona rural. Aunque en la zona rural cada se es brindado por mayor cantidad de especies o la fitodiversidad brinda más se.

En la zona rural todos los SE y la fitodiversidad tienen opciones para ser utilizados sin la necesidad de recurrir a una transacción económica. Mientras que para utilizar los SE y la fitodiversidad de la zona urbana, siempre se necesita recurrir a una transacción económica.

Dentro de la CPG, la zona rural se identificó como un reservorio de conocimiento para la obtención de SE que provee la fitodiversidad endémica, nativa y exótica. Mientras que la zona urbana se considera como un punto de encuentro de la fitodiversidad que se comercializa para satisfacer la demanda de SE.

La importancia cultural, ecológica y económica de los SE es influenciada principalmente por el factor de corrección de especies (FE) que brindan el SE. Seguido por las respectivas características culturales (“m”, “p” y “v”), ecológicas (“o”, “r” y “h”) y económicas (“c”, “e” y “t”). Esto permite representar su importancia con menor subjetividad y con mayor respaldo.

La importancia cultural, ecológica y económica de la fitodiversidad es influenciada principalmente por su respectivo factor de corrección, seguido por las características culturales (“m”, “p” y “v”), ecológicas (“o”, “r” y “h”) y económicas (“c”, “e”

y “t”) correspondientes. Por lo que su importancia está basada en los SE que la planta brinda y el ajuste de acuerdo con la intensidad del muestreo.

La importancia cultural de los SE y las especies se basa en los resultados etnobotánicos (fitodiversidad, se, “m”, “p”, “v”) de cada zona. Del mismo modo, la importancia ecológica de los SE y de las especies se basa en los resultados etnobotánicos, las características biológicas (“o”) y el riesgo de desaparecer de la especie por aprovechamiento de los SE que brinda (“r”, “h”).

La importancia económica de los SE y de las especies se basa en los resultados etnobotánicos y en el grado de mercantilización (presencia de “c”, “e”, “t”) de la especie por los SE que brinda. También, muestra que los SE y la fitodiversidad se pueden utilizar sin necesidad de una transacción económica, aunque éstos tengan un valor monetario o precio.

Los mapas de redes, entre las categorías de los SE y los SE, permite fortalecer la importancia de la fitodiversidad y los SE para brindar bienestar humano porque considera el tipo de interacción fitodiversidad-persona

La valoración integral de la fitodiversidad y sus SE es antropocéntrica. Así que los valores cultural, ecológico y económico se pueden utilizar para entender y conservar ecosistemas nativos o modificados, pero con base en los SE que las personas obtienen en un escenario cultural actual.

La valoración integral de la fitodiversidad y de los SE se basa en el trabajo etnobotánico, por lo que es importante recordar que la cultura y los ecosistemas son dinámicos, así que los SE y las especies presentes en este análisis son un reflejo del momento en el que se realizó la investigación y no un escenario estático.

Bibliografía

a. Introducción a la valoración de los servicios ecosistémicos (enlace).

- Arias-Arévalo, P., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., & Pérez-Rincón, M. (2018). Widening the Evaluative Space for Ecosystem Services: A Taxonomy of Plural Values and Valuation Methods. *Environmental Values*, 27, 29-53. doi:10.3197/096327118X15144698637513
- Bagstad, K. J., Johnson, G. W., Voigt, B., & Villa, F. (2012). Spatial dynamics of ecosystem services flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services*, 1-9. Recuperado el 6 de septiembre de 2018
- Castilla Gutiérrez, C., & Aguilera Klink, F. (1994). Economía ecológica: estudio de valoración de los ecosistemas forestales de Canarias. Universidad de la Laguna: Servicio de Publicaciones. Obtenido de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=882>
- Castillo, A., & González Gaudiano, E. (2009). Educación ambiental y manejo de ecosistemas en México. México, D. F., México, D. F., México. Recuperado el septiembre de 2015
- CONABIO, C. U. (2008). La biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado (Primera ed.). (P. Comisión Nacional, E. Instituto del Medio Ambiente del, & Universidad Autónoma de Aguascalientes, Edits.)
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158.
- Daly, H. E., & Farley, J. (2014). *Ecological Economics. Principles and Applications* (2nd ed. ed.). De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 260-270. doi:doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*(41), 393-408. Recuperado el 15 de noviembre de 2015
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*(41), 393-408. Recuperado el 25 de febrero de 2016
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270-272. doi:10.1126/science.aap8826
- FAO, O. A. (2015). El Estado de la Inseguridad Alimentaria en América Latina y el Caribe.

- Fischer, M., Rounsevell, M., Torre-Marín, A., Mader, A., Church, A., Elbakidze, M., Christie, M. (2018). Summary for policymakers of the IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Bonn, Germany.
- Folk, C. (21 de July de 2006). Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 253-267. doi:doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002
- Gamboa García, D. E. (2015). Valoración de impactos ecológicos por minería de oro en río Guabas, Valle del Cauca, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 6(2), 243-254. Recuperado el 15 de 10 de 2018
- INECC. (2009). http://www.inecc.gob.mx/descargas/con_eco/2009_sem_ser_amb_pres_01_achallenger.pdf. Recuperado el 11 de 05 de 2016, de Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático: http://www.inecc.gob.mx/descargas/con_eco/2009_sem_ser_amb_pres_01_achallenger.pdf
- INECOL, I. (2010). INECOL. Recuperado el 11 de 05 de 2016, de <http://www3.inecol.edu.mx/maduver/index.php/servicios-ambientales/1-que-son.html>
- Jacobs, S., Dendoncker, N., & Keune, H. (Edits.). (2014). *Ecosystem Services. Global Issues, Local Practices*.
- López-Mathamba, L. A., Ávila-Akerberg, V. D., Thomé-Ortíz, H., & Nava-Bernal, G. (2018). Valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos en una cuenca periurbana de la Ciudad de México. Tesis doctoral, UAEMéx.
- Lundquist, C. J.-V. (2017). *Visions for nature and nature´s contributions to people for the 21st century*. New Zeland.
- MA. (2003). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosistemas y Bienestar Humano: Marco para la Evaluación*. World Resources Institute.
- MA. (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Estamos gastando más de lo que poseemos. Capital Natural y Bienestar Humano. Declaración del Consejo*. Recuperado el 11 de 05 de 2016, de <http://www.unep.org/maweb/documents/document.440.aspx.pdf>
- Muños Villareal, C. (2005). *Bienes y servicios ambientales en México: caracterización preliminar y sinergias entre protección ambiental, desarrollo del mercado y estrategia comercial*. Naciones Unidad, CEPAL. Santiago de Chile: Publicación de las Naciones Unidas. Recuperado el 30 de noviembre de 2015
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Yagi, N. (2017). Valuing nature´s contributions to people: the IPBES approach. *Environmental Sustainability*, 26, 7-16.
- PNUD. (2018). *Objetivos de desarrollo sostenible*. Obtenido de <http://www.mx.undp.org/content/mexico/es/home/sustainable-development-goals.html>
- Rutledge, D. (2003). *Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?* Wellington, New Zealand: Department of Conservation.

- Sanders, J., Dendoncker, N., Martín-López, B., Barton, D. N., Gomez-Baggethun, E., Boeraeve, F., Washbourne, C.-L. (2016). A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosystem Services*, 213-220. doi:dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.007
- Sarukhán, J., Urquiza-Hass, T., Koleff, P., Carabias, J., Dirzo, R., Ezcurra, E., Soberón, J. (2015). Strategic Actions to Value, Conserve, and Restore the Natural Capital of Megadiversity Countries: The Case of Mexico. *BioScience*, 65(2), 164-173. Recuperado el 30 de noviembre de 2015, de <http://bioscience.oxfordjournals.org/>
- Wallace, K.J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 39(1), 235-246.

b. Valoración integral de la fitodiversidad y sus servicios ecosistémicos en una cuenca periurbana de la Ciudad de México (enlace).

- Alonso, L. E. 2015. Métodos de Investigación Cualitativa. Universidad Autónoma de Madrid.
- Carapia-Carapia, L., & Vidal-García, F. 2015. Etnobotánica: el estudio de la relación de las plantas con el hombre. Instituto de Ecología- INECOL. México. Disponible en: <http://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/transparencia-inecol/17-ciencia-hoy/373-etnobotanica-el-estudio-de-la-relacion-de-las-plantas-con-el-hombre>
- CONEVYT. 2017. Guía de ciencias sociales. México. Disponible en: https://www.conevyt.org.mx/colaboracion/colabora/objetivos/libros_secab/soc/secab_soc1a.htm
- Consejo de Cuenca del Valle de México. 2017. Cuenca del Valle de México. México. Disponible en: <http://ccvm.org.mx/organosAuxiliares/ccpg?s=ccpg711642>
- Da Silva, V. A., Cavalcanti Andrade, L. D., & De Albuquerque, U. P. 2006. Revising the Cultural Significance Index: The Case of the Fulni-ô in Northeastern Brazil. *Field Methods*, 18(1), 98-108.
- Diario Oficial de la Federación Mexicana. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. (30 de diciembre de 2010). Mexico.
- Espinosa Organista, D., Morrone, J. J., Aguilar Zúñiga, C., y Llorente Bousquets, J. 2001. Hacia una clasificación natural de las provincias biogeográficas mexicanas. CONABIO. México. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfQ054.pdf>
- Explorable. 2017. Muestreo bola de nieve. Disponible en: <https://explorable.com/es/muestreo-de-bola-de-nieve>

- fao. 2015. Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura. Un Manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo. fao. Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i4260s.PDF>
- fao. 2018a. Datos y análisis de precios de la fao. fao. Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/prices/es/>
- fao. 2018b. Índice de precios de los alimentos de la fao. fao. Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/worldfoodsituation/foodpricesindex/es/>
- Fleissner, P. 2006. Commodification, information, value and profit. *Poiesis & Praxis*, 4,39-56.
- Gutiérrez-Rangel, N., Medina-Galicia, A., & Ocampo-Fletes, I. 2011. Conocimiento tradicional del "cuatomate" (*solanum glaucescens* zucc) en la mixteca baja poblana, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 8(3), 407-420.
- Hoffman, B., & Gallaher, T. 2007. Importance Indices in Ethnobotany. *Ethnobotany Research & Applications*, 5, 201-218.
- ICEGEM. 2015. Encuesta Intercensal, 2015. Dirección de Estadística del Instituto de Información e Investigación Geográfica Estadística y Catastral. Elaborado con información del inegi.
- inegi. 2009. Perfil sociodemográfico de la población que habla lengua indígena. Aguascalientes. Disponible en: http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/censos/poblacion/poblacion_indigena/leng_indi/PHLI.pdf
- inegi. 2015. Información para la toma de decisiones: Población y Medio Ambiente. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/eventos/2015/Poblacion/doc/p-WalterRangel.pdf>
- inegi. 2017. México en cifras. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=15#>
- Instituto de Estudios Ambientales. 2007. Plan de manejo ambiental participativo del humedal Córdoba. Colombia. Disponible en: <http://ambientebogota.gov.co/documents/10157/1d5c831c-63ab-4ebe-80fc-3def81185ce9>
- Martínez Ainsworth, N. 2013. El nicho ecológico: útil concepto aún en debate. 13 de Febrero de 2013. CIENCIORAMA. México.
- Martínez Serrano, A., & Bollo Manet, M. 2016. Zonificación geoecológica del paisaje urbano. *Mercator*, 15(2), 117-136. Martínez-Salgado, C. 2012. El muestreo en investigación cualitativa. Principios básicos y algunas controversias. *Ciencia & Saúde Colectiva*, 17(3), 613-619.
- McKinney, M. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, 52(10), 883-890. Medicina tradicional mexicana. 2009.
- Medicina tradicional mexicana. Disponible en: <http://www.medicinatradicionalmexicana.unam.mx/termino.php?l=1&t=aire&id=1565>

- Milesi, F., & Lopez Casenave, J. 2005. El concepto de nicho en Ecología aplicada: del nicho al hecho hay mucho trecho. *Ecología austral*, 15(2), 131-148.
- Moreno-Casasola, P., & Paradowska, K. 2009. Especies útiles de la selva baja caducifolia en las dunas costeras del centro de Veracruz. *Madera y Bosques*, 15(3), 21-44.
- Ordoñez Gálvez, J. J. 2011. ¿Qué es una cuenca hidrológica? Sociedad Geográfica de Lima-Global Water Partnership. Lima, Perú. Disponible en: [https:// www.gwp.org/globalassets/global/gwp-sam_files/publicaciones/varios/cuenca_hidrologica.pdf](https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-sam_files/publicaciones/varios/cuenca_hidrologica.pdf)
- Pardo De Santayana, M., & Gómez Pellón, E. 2003. Etnobotánica: aprovechamiento tradicional de plantas y patrimonio cultural. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 60(1), 171-182.
- Reyes-García, V., Huanca, T., Vadez, V., Leonard, W., & Wilkie, D. 2006. Cultural, Practical, and Economic Value of Wild Plants: A Quantitative Study in the Bolivian Amazon. *Economic Botany*, 60(1), 62-74.
- Russell, B. 1995. *Métodos de investigación en antropología*. Londres: Altamira press.
- Sánchez, Ó. 2005. Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo Xxii. En: Ó. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés, & D. Azuara (Eds.), *Temas sobre restauración ecológica*, 15-29. México, D. F.: Instituto Nacional de Ecología.
- Sánchez, Ó., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdés, M., & Azuara, D. 2005. *Temas sobre restauración ecológica*. México, D. F., México, D. F., México: Instituto Nacional de Ecología.
- Segura Burciaga, S. 2005. Las especies introducidas: ¿beneficas o dañinas? En: Ó. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés, & D. Azuara (Eds.), *Temas sobre restauración ecológica*, 127-133. México, D. F.: Instituto Nacional de Ecología. 1
- Silva, V., Cavalcanti Andrade, L. D., & De Albuquerque, U. P. 2006. Revising the Cultural Significance Index: The Case of the Fulni-ô in Northeastern Brazil. *Field Methods*, 18(1), 98-108.
- Stoffle, R., Evans, M., & Olmsted, J. 1990. Calculating the Cultural Significance of American Indian Plants: Paiute and Shoshone Ethnobotany at Yucca Mountain, Nevada. *American Anthropologist*, 92(2), 416-432.
- Turner, N. 1988. The Importance of a Rose: Evaluating the Cultural Significance of Plants. *American Anthropologist*, 90(2), 272-290.
- Urióstegui-Flores, A. 2015. Síndromes de filiación cultural atendidos por médicos tradicionales. *Revista de salud pública*, 17(2), 277-288.
- Valdés Carrera, A. C., Orozco Hernández, M., & Valdez Pérez, M. 2013. Caracterización del uso del suelo en el Estado de México y su contribución en los flujos de gases de efecto invernadero. Universidad Autónoma del Estado de México. México.
- Zugarramurdi, A., Parín, M., & Lupín, H. 1998. *Ingeniería Económica Aplicada a la Industria Pesquera*. fao.



Tema 15

Costos y beneficios de la restauración

Vladimir Valera
(Vladimir.Valera@catie.ac.cr)

Costos y beneficios de la restauración de paisajes

Importancia del análisis costo-beneficio de la restauración

A diario nos enfrentamos a las consecuencias que se derivan de los problemas ambientales generados por la acción del hombre sobre el ambiente, como por ejemplo la deforestación y la desertificación de los suelos, contaminación del aire, agua y suelo, entre otros. Tales acciones del ser humano generan desequilibrios en la naturaleza que conducen a fenómenos como la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos, el calentamiento global y el cambio climático, entre otros; que generan grandes pérdidas económicas y ponen en riesgo el bienestar de la población; por ejemplo la degradación de los ecosistemas terrestres y marinos socava el bienestar de 3.200 millones de personas, con un costo cercano al 10 por ciento del PIB mundial anual en pérdida de especies y servicios ecosistémicos (Vergara et al, 2018),

En este sentido, cobran especial importancia las estrategias de restauración de paisajes, las cuales tiene la intención de asegurar que la funcionalidad ecológica y la productividad de tierras deforestadas y degradadas sean mejoradas para incrementar el bienestar humano y la conservación de la biodiversidad. La restauración de paisajes es una forma de optimizar el uso del suelo, generalmente para devolver un paisaje a un estado en el que cuente con un conjunto mínimo de características biofísicas, por ejemplo, suministro de agua limpia, incorporación de la biodiversidad o simplemente devolver un sitio muy degradado a un nivel aceptable de funcionamiento. El ecosistema no necesariamente tiene que tratar de imitar su estado original.

Según datos de WRI (Vergara et al, 2018), existen más de 2000 millones de ha de paisajes deforestados y degradados a nivel mundial, pero con potencial para su restauración; sin embargo, la restauración de solo 350 millones de hectáreas de tierras al 2030, lo que representa el 18% de las tierras con potencial de restauración, podría generar 9 billones de dólares en servicios ecosistémicos y eliminar de la atmósfera entre 13 y 26 gigatoneladas adicionales de gases de efecto invernadero.

Sin embargo, los recursos financieros para los programas de restauración no son suficientes en función de las necesidades, en parte porque han sido vistos predominantemente como un gasto (costo) con pocos beneficios financieros y económicos tangibles. A menudo esto se debe a prácticas contables erróneas y una tendencia a que los análisis convencionales de costo-beneficio excluyan el efecto de las actividades humanas en los bienes y servicios de los ecosistemas.

La información sobre la importancia socioeconómica de los servicios de los ecosistemas ayuda a aumentar la conciencia sobre la necesidad de invertir en esfuerzos de restauración y ha dado lugar a importantes compromisos internacionales para la restauración a gran escala. Sin embargo, casi no hay información disponible sobre la rentabilidad de la restauración ecológica. De Groot et al (2018), plantearon la hipótesis de que la restauración ecológica también puede generar excelentes rendimientos de la inversión, siempre que se adopte una perspectiva de mediano a largo plazo y que toda la gama de beneficios conocidos se considere.

Es así como los análisis costo-beneficio con un enfoque ecosistémico de estrategias de restauración, ganan interés, porque permitiría comparar los costos y beneficios de las iniciativas y brindar elementos objetivos para analizar la rentabilidad de las inversiones públicas y privadas en materia de restauración, además de apoyar la toma de decisiones y políticas públicas. Este enfoque señala también la necesidad de un cambio total en el sentido de darle a la naturaleza el valor intrínseco que ésta tiene; así mismo la perspectiva económica no debe descuidarse porque sin una economía sana ningún desarrollo es posible, y porque ella podría proveer información sobre las causas y

consecuencias de la degradación ambiental y brindar algunas ideas para la formulación y establecimiento de mejores políticas públicas para proteger el ambiente.

Generar información comparativa de este tipo es necesaria para complementar la información científica y despertar el interés de líderes empresariales y políticos (Holl et al. 2020) de igual forma el evaluar la eficiencia económica en este caso particular de las diferentes estrategias de restauración ejecutadas ayuda a cumplir objetivos predeterminados sobre política o gestión e incluso nuevas formas de compensación (James y Predo 2015). Los análisis costo-beneficio son necesarios, pero poco implementados al momento de realizar o ejecutar un proyecto, ya que a veces es difícil estimar o asignar valor monetario a un bien o servicio ambiental, y sobre todo conocer la rentabilidad en un periodo determinado de tiempo (Cubbage et al. 2011).

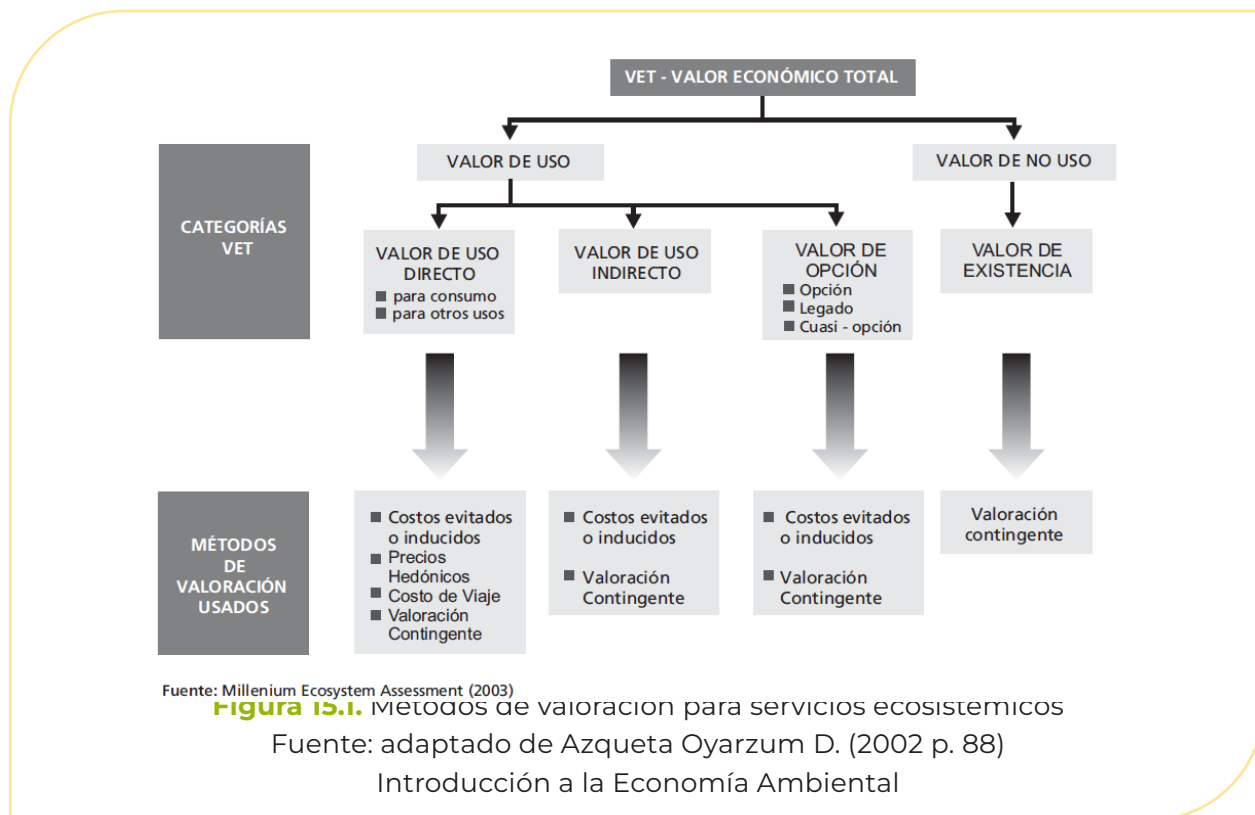
Valoración económica de los servicios ecosistémicos generados por las estrategias restauración.

El valor económico en un contexto ambiental es la medición de las preferencias de las personas por un bien ambiental o en contra de una desmejora en el ambiente, donde cabe incluir los elementos de riesgo que generan las amenazas naturales sobre una población vulnerable. La valoración es un proceso antropogénico y el resultado de las mismas está en términos monetarios, recordando además que los ecosistemas poseen numerosos valores intangibles (culturales y espirituales, entre otros) que por razones técnicas y presupuestarias, no son tomados en cuenta en los instrumentos de la valoración económica, aunque si contribuyen significativamente al valor total de un área; por lo tanto la valoración en ningún caso debe interpretarse como una forma de poner “precio” a la naturaleza, ya que la valoración económica nunca podrá llegar a reconocer, y menos a asignar, un valor completo a un área (PNUMA; 2013).

Dar un valor al ambiente tiene sus dificultades; el problema es de fácil solución si los beneficios o costos identificados, tienen precios con los cuales son transados en el mercado y estos reflejan la Voluntad de Pago (VDP) de las personas. En el caso contrario se debe recurrir a ciertos métodos que ayudan a medir el valor de la naturaleza y de otros bienes públicos.

En términos generales Azqueta (2002) menciona estas estimaciones resultan ser complejas debido a que los servicios ecosistémicos no son valorados de igual forma por los individuos y la asignación de un valor marginal que se encuentra debajo de un tipo de umbral mínimo es lo que se conoce como valor económico total VET (figura 1), el cual puede ser descompuesto en diferentes categorías, siendo la primera aquella que separa el Valor de Uso (VU) referido a los valores derivados por la interacción del ser humano con los ecosistemas, y el Valor de no Uso (VNU), los cuales no producen usos directos o indirectos pero consideran la viabilidad de los diversos ambientes a futuro; a su vez los de VU se dividen en Uso Directo (UD), Uso Indirecto (UI) y Valor de Opción (VO), mientras que los VNU se dividen en Valores de Existencia (VE) y Valores de Legado (VL). A continuación, una breve explicación de cada uno:

- VUD: es el más sencillo, ya que la persona utiliza el bien y se ve afectada por cualquier cambio que le ocurra al mismo. Como ejemplo el valor de los bosques por la producción de madera.
- VUI: corresponde a la idea de las funciones ecológicas o servicios ambientales que desempeñan los bienes ambientales como por ejemplo: la protección que ofrece un bosque para la conservación de las fuentes de agua, el secuestro de carbono, la producción de oxígeno, o la existencia de especies endémicas con funciones importantes para la humanidad.
- VO: se relaciona con la VDP de las personas para conservar un bien ambiental para su uso futuro, es decir, pagar para que se conserve hoy y exista la posibilidad de su disfrute en el futuro. Este valor se deriva de la incertidumbre que tienen las personas con respecto a si el bien estará disponible en el futuro.
- VL y VE: reflejan la VDP individual para asegurar que un recurso natural sea preservado para el beneficio de sus descendientes



Las metodologías de valoración ambiental permiten aproximarse al VET de los bienes y servicios ambientales. También permiten valorar los beneficios y costos ambientales causados por el desarrollo de políticas o proyectos como las actividades de restauración de paisajes. Existen diferentes métodos de valoración, clasificándose según el origen de la información, el método analítico usado, y de acuerdo con el concepto de valor empleado. Entre los métodos más usados están métodos de valoración directa. Estos métodos se basan en precios de mercado disponibles o en observación de cambios en la productividad, los cuales se aplican cuando un cambio en la calidad ambiental o disponibilidad de un recurso afecta la producción o la productividad de otro recurso o sistema, lo que se define como función de daño. Algunos de los posibles métodos a utilizar son:

- Cambio de productividad: Esta técnica se basa en la valoración de cambios físicos en producción utilizando precios de mercados para costos y beneficios.
- El método de Costo de oportunidad se basa en el concepto de que los costos de usar recursos para propósitos de difícil valoración se pueden estimar usando el ingreso sacrificado por no aprovechar el recurso.
- Gastos preventivos y mitigantes: El costo mínimo de impactos ambientales puede ser estimado a través de los gastos que hace la población en general para prevenir, corregir o mitigar el mismo.
- Costos de conservación de las funciones ecosistémicas, en este caso, se calculan con base en el costo de las medidas de conservación del agua y suelo que se definan, como pueden ser obras físicas de conservación o la plantación de bosque en un área determinada o los costos de manejo en que incurren los dueños de la tierra o la institución a cargo del área preservada.

La selección del o de los métodos de valoración debe hacerse una vez se realice la priorización de los servicios ecosistémicos a valorar y se conozca el tipo de información disponible para realizar esta actividad.

El Análisis Costo-Beneficio

El análisis de costo-beneficio (ACB), es un proceso sistemático donde se comparan los costos y beneficios esperados de un proyecto o política. Puede utilizarse para determinar si una inversión es eficiente o para comparar diferentes inversiones para identificar la aplicación más eficiente de los fondos. Este método es utilizado por organismos y agencias gubernamentales para juzgar inversiones y fondos para proyectos ambientales (valor por dinero). Para comparar costos y beneficios, es necesario el cálculo de valores monetarios para servicios de ecosistemas (no tangibles). El resultado de un ACB generalmente se da como una relación beneficio-costos (RBC).

Los ACB intentan evaluar los proyectos de inversión tratando de asignar valores de forma eficiente y permite comparar los costos y beneficios de las actividades propuestas con la situación actual denominada Business as Usual (BAU), es decir, cuantifica la rentabilidad en términos económicos diferenciales de las acciones llevadas a cabo. Los proyectos o programas de forestación son actividades de múltiples resultados, algunos de los resultados que se identifican son: valores de la madera, servicios recreativos, diversidad biológica, valores del paisaje, almacenes de carbono, seguridad económica, integración comunitaria, efectos del microclima, entre otros.

En el ACB, el uso del marco de servicios ecosistémicos es crucial para incorporar la valoración económica de los mismos dentro del análisis. Un mejor reconocimiento del marco de servicios ecosistémicos “completos” dentro del ACB puede revelar brechas en la evidencia científica y las limitaciones de sus resultados, por ejemplo, cuando no todos los servicios ecosistémicos significativos pueden ser valorados suficientemente. Eso podría hacer que la interpretación de ACB sea más fácil y transparente, especialmente para los no especialistas.

Los análisis costo-beneficio son una herramienta analítica que permite conocer las ventajas o desventajas económicas y financieras ante una inversión o evaluar la adopción de una política gubernamental que pretenda tener efectos futuros (DG Regio 2015). Un ejemplo de la aplicación de este análisis son los trabajos realizados por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) a través de la implementación de la Metodología de Evaluación de Oportunidades de Restauración ROAM en los países de El Salvador y Honduras; en donde uno de los procedimientos de la metodología consistió en desarrollar un análisis económico de las acciones de restauración con base en los indicadores identificados por cada país ver (tabla 1) y la evaluación de los impactos por cada cobeneficio ambiental y social.

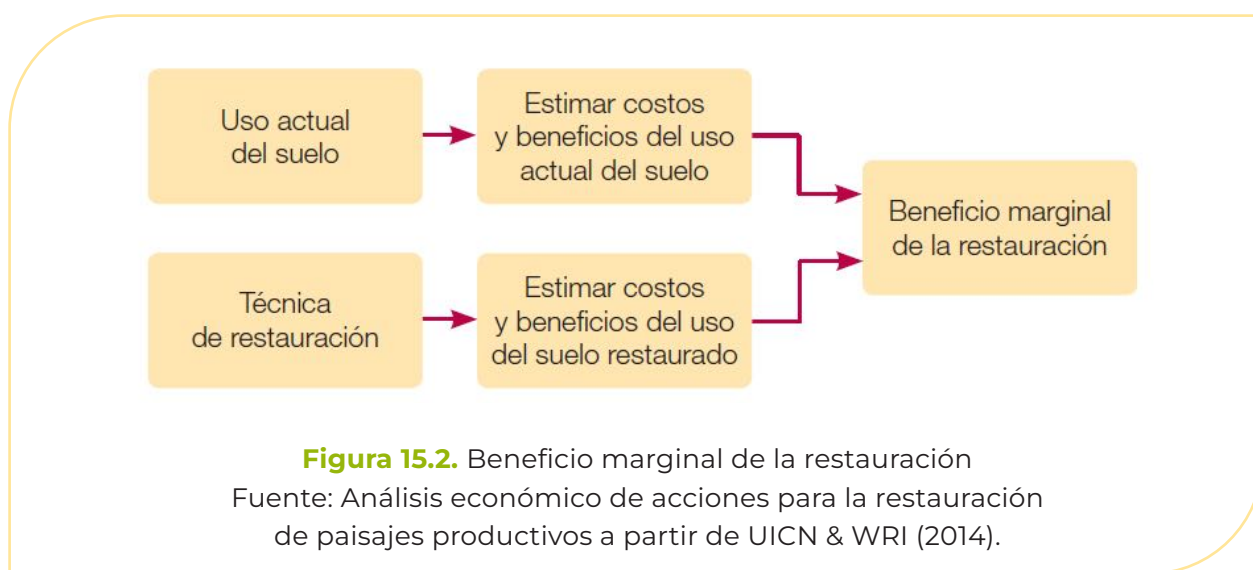
Cuadro 15.1. Acciones de restauración propuestas e Indicadores para El Salvador y Honduras

Las acciones de restauración propuestas para la aplicación del ROAM El Salvador		Indicadores Financieros El Salvador	Indicadores Ambientales El Salvador	Indicadores Sociales El Salvador
1	Restauración de manglar	Ingresos netos	Balance de carbono	Creación de empleo
2	Bosque de galería	Razón beneficio-costo	Producción de leña	Mejoramiento de la seguridad alimentaria
3	Implementación de un sistema agroforestal de granos básicos	Retorno de la Inversión	Conectividad	Impacto sobre los medios de vida de los hogares productores
4	Sistema silvopastoril	Análisis de sensibilidad	Control de erosión	
5	Sistema agrosilvopastoril		Retención de sedimentos	
6 y 7	Dos sistemas agroforestales de cacao		Nutrientes	
8	Utilización de la zafra verde en caña de azúcar			
9	la renovación de los cafetales			
Las acciones de restauración propuestas para la aplicación del ROAM Honduras		Indicadores Financieros Honduras	Indicadores Ambientales Honduras	Indicadores Sociales Honduras
1	Sistema agroforestal de cacao	Costos y beneficios monetarios	Balance de carbono	Creación de empleo
2	Agro bosque de café	Razón beneficio-costo	Producción de leña	Impacto sobre los medios de vida
3	Sistema de cultivos de granos básicos en callejones	Retorno de la inversión	El control de la erosión y la exportación de sedimentos de las acciones de restauración	
4	Sistema agroforestal Quesungual	Tasa de descuento		
5	Plantación dendroenergética	Precios y rendimientos		
6	Plantación de maderables de alto valor			
7	Sistema silvopastoril			
8	Restauración ecológica de manglar			
9	Reforestación de manglar			
10	Protección contra incendios forestales			
11	Reforestación de pino			

Fuente: Raes et al. 2017 y Nello et al. 2019.

Estos estudios estimaron la rentabilidad de la adopción de estas acciones de restauración y se compararon el resultado obtenido de cada práctica con un escenario de referencia (BAU) que en estos casos es el uso actual de la tierra (figura 2), los pasos para la aplicación del ACB se describen a continuación:

1. Identificar todos los costos y beneficios financieros de las acciones de restauración
2. Valorar los costos y beneficios tangibles e intangibles en unidades monetarias
3. Establecer el horizonte temporal de la evaluación
4. Establecer la tasa de descuento
5. Determinar los indicadores de selección y/o rentabilidad, y
6. Realizar un análisis de sensibilidad



De acuerdo con la metodología del ACB, para cada estrategia de restauración se deben plantear dos alternativas: (i) Alternativa sin acciones (BAU) y (ii) Alternativa con acciones, correspondiendo la primera a las proyecciones económicas futuras de no llevarse a cabo las acciones restauración, es decir, un escenario de continuidad en la situación actual; mientras que la segunda incluye los efectos diferenciales esperados, derivados de la implementación de las medidas.

Para la situación BAU, se estima los costos a incurrir por el estado y los potenciales beneficiarios de continuar la degradación ambiental, más el costo por pérdidas en cosechas de madera, frutales y pérdidas en provisión de servicios ecosistémicos (agua, carbono, biodiversidad, entre otros). Estos se comparan con el resultado neto de los costos de las medidas propuestas, y el valor de los servicios ecosistémicos generados que pueden conllevar tales actividades.

En este sentido es necesario identificar todos los beneficios y costos generados durante la vida del proyecto, asociados a cada una de las opciones o estrategias de intervención o de uso de los futuros bosques como pueden ser los siguientes ejemplos: (i) manejo forestal sostenible para producción de resina y madera, (ii) manejo forestal para contribuir a la regulación del ciclo hídrico de agua, (iii) manejo forestal sostenible para producción de madera, entre otros. Los costos y beneficios debe ser determinados tanto para la situación sin programa o proyecto (business as usual-BAU) como para la situación con proyecto.

Para proyectos de restauración, se recomienda que los análisis se realicen por un período de 10 a 20 años, considerando los ecosistemas boscosos y plantaciones forestales y el ciclo económico de las inversiones o activos que van a implementarse, aunque pudiese ser un horizonte de evaluación de menor magnitud, dependiendo de los cultivos, plantaciones o ecosistemas que se seleccionen para el estudio.

Debido a que los costos y beneficios usualmente ocurren en diferentes puntos del tiempo, se calcula el valor presente neto de los costos y beneficios futuros, aplicando una tasa de descuento. La tasa de descuento se utiliza para convertir los costos y beneficios futuros en valores actuales.

Se debe seleccionar una tasa de descuento social y con las proyecciones de beneficios y costos incrementales se calculará para cada estrategia, el valor actual neto (VAN), la tasa interna de retorno (TIR) y la Relación Beneficio-Costo (RBC), considerando que los beneficios incrementales son las pérdidas anuales evitadas que se calculan restando a las pérdidas económicas sin medidas (BAU) las pérdidas con medidas.

- **Valor Actual Neto (VAN):** Este método de valoración es el más utilizado para la comparativa de las alternativas de Proyecto en los ACB y en los análisis de sensibilidad.
- **Tasa Interna de Retorno (TIR):** Es la tasa de descuento que permite que el VAN de los flujos de impacto económico a lo largo del horizonte temporal del análisis se iguale a 0. Se espera que dicha tasa supere a la tasa de descuento, tal y como se ha señalado anteriormente.
- **Relación Beneficio/Costo:** Este indicador se define como el cociente de los valores actuales de beneficios y costos del Programa. Si la relación Beneficio/Costo es superior a la unidad, los beneficios esperados del Programa son superiores a sus costos en valor actual, lo que indica la viabilidad económica del Programa, y el grado de cobertura general de sus beneficios sobre los costos diferenciales esperados. El ACB es una herramienta de apoyo la toma de decisiones. Si un ACB para inversiones en un proyecto o política ambiental resulta en un RBC por debajo de 1, esto generalmente no es una indicación definitiva de que el proyecto o la política propuesta no proporcionará un rendimiento neto de la inversión. La baja RBC puede ser el resultado de una evaluación incompleta de los beneficios y una base de datos limitada en lugar del bajo valor de los beneficios en sí mismos.

Bibliografía referencial

- Azqueta Oyarzun, D. (2002). Introducción a la Economía Ambiental. Mc Graw Hill/Interamericana de España, S.A.U. Madrid. Disponible en: <http://www.untumbes.edu.pe/vcs/biblioteca/document/variostlibros/1089.%20Introducci%C3%B3n%20a%20la%20econom%C3%ADa%20ambiental.pdf>
- Corbin, Jeffrey & Holl, Karen. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*. 265. 37-46. 10.1016/j.foreco.2011.10.013. DOI <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S037811271100627X>
- Cubbage, F; Davis, R; Frey, G. 2011. Guía para la evaluación económica y financiera de proyectos forestales comunitarios en México (en Línea). Disponible en https://www.ccmss.org.mx/wpcontent/uploads/2014/10/Guia_para_la_evaluacion_economica_y_financiera_de_proyectos_forestales_comunitarios_en_Mexico.pdf.
- DG Regio (Dirección General de Política Regional y Urbana, Comisión Europea). Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects. Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020. (en línea). Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo. Disponible en: http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/studies/pdf/cba_guide.pdf
- FAO 2019, La nueva Década de las Naciones Unidas para la Restauración de los Ecosistemas es una oportunidad inigualable para crear empleo, mejorar la seguridad alimentaria y abordar el cambio climático. <http://www.fao.org/news/story/es/item/1183553/icode/>
- FAO. (La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 : Principales resultados (en línea). Rome, Italy, FAO. 16 p.. Disponible en <http://www.fao.org/documents/card/en/c/ca8753es>.
- Gómez-Gómez, CM. 1994. El análisis costo-beneficio y el medio ambiente (en línea). Disponible en <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/30295>.
- GPFLR (Asociación Global sobre Restauración del Paisaje Forestal). 2018. Sitio Web Informe GPFLR: Restaurar bosques y paisajes, la clave para un futuro sostenible. Disponible en: <http://www.forestlandscaperestoration.org/>.
- IPBES (Plataforma intergubernamental científico normativa sobre diversidad biológica y servicios de los ecosistemas). 2021. Sitio Web de la Plataforma intergubernamental científico-normativa sobre diversidad biológica y servicios de los ecosistemas. Consultado 1 abr. 2021. Disponible en: <http://www.ipbes.net/>
- Leander Raes, Tony Nello, Melinka Nájera, Oscar Chacón, Kelly Meza Prado y Andrés Sanchún. 2017. Análisis económico de acciones para la restauración de paisajes productivos en El Salvador. Gland, Suiza: UICN. 2017, 72 p. Consultado 17 mar 2021.

Nello, Tony, Raes, Leander, Wong, Aileen, Chacón, Óscar y Sanchún, Andrés (2019). Análisis económico de acciones para la restauración de paisajes productivos en Honduras. San José, Costa Rica: UICN-ORMACC. xx, 104 p.

Pearce, D.W. (1994) The environment: assessing the social rate of return from investment in temperate zone forestry, in Layard, R. and Glaister, S. (eds) Cost-Benefit Analysis, 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 464–490.

UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), y WRI (El Instituto de Recursos Mundiales). 2014. Guía sobre la Metodología de evaluación de oportunidades de restauración (ROAM): Evaluación de las oportunidades de restauración del paisaje forestal a nivel nacional o subnacional. Consultado 10 de ago. 2021. Gland, Suiza: UICN. 125 pp.

UICN 2017, Análisis económico de acciones para la restauración de paisajes productivos en El Salvador. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-066.pdf>

Vergara, W., Gallardo, L., Rios, A., Isbell, P., Prager, Steven, de Camino, R. 2018. The economic case for landscape restoration in Latin America. Disponible en <https://www.wri.org/research/economic-case-landscape-restoration-latin-america>



Tema 16

Diversidad Social e Inclusión en la Gestión Integrada de Paisajes

Natalia Ruiz Guevara
(Natalia.ruiz@catie.ac.cr)

Diversidad Social e Inclusión en la Gestión Integrada de Paisajes

Introducción

La Diversidad Social e Inclusión se están posicionando como temas de importancia para lograr una gestión integrada y sostenible de los paisajes. La sesión abordó la importancia de integrar estas dimensiones sociales para alinear las prácticas de gestión con los Objetivos de Desarrollo Sostenible números 5 y 10, enfocándose en la igualdad de género y estrategias para la reducción de las desigualdades.

La inclusión de una amplia gama de perspectivas y experiencias provenientes de la diversidad de actores clave de un paisaje, mejora la toma de decisiones, la implementación de políticas y la toma de acción, lo que a su vez puede conducir a resultados más innovadores y resilientes. La gestión integrada de ecosistemas forestales y paisajes, por lo tanto, requiere de una consideración cuidadosa de las realidades de género, juventud y etnicidad, así como de las estructuras de poder que influyen en el acceso y control sobre los recursos naturales y sociales.

La charla ha destacado la necesidad de un enfoque que no solo reconozca las desigualdades existentes, sino que también promueva activamente prácticas que aseguren la inclusión y la equidad. En este contexto, los ODS 5 (Igualdad de Género) y 10 (Reducción de Desigualdades) se presentan no solo como metas a alcanzar, sino también como principios rectores que pueden informar y mejorar la gestión ambiental y de recursos a nivel local, nacional e internacional. Esta integración de la diversidad y la inclusión se reconoce como un paso adelante hacia la realización de paisajes que son verdaderamente sostenibles y beneficiosos para todas las comunidades involucradas.

Antes de empezar la sesión, se proporcionaron las siguientes aclaraciones:

- Sesión centrada en género, pero los conceptos y herramientas son aplicables a otros tipos de análisis para la inclusión (étnica, diversidad sexual, identidad de género no binaria, entre otros).
- Aproximación promedio, sin dejar de reconocer que hay mucha más diversidad.
- Los casos y afirmaciones corresponden a distintos territorios de LAC.
- Existe disponible más información sobre género que sobre juventudes.

Objetivos de la charla:

- Difundir bases conceptuales: género, juventud, etnia, brechas, equidad e inclusión
- Crear capacidades para el análisis de roles y acceso a recursos en la gestión forestal y de biodiversidad
- Brindar elementos para idear estrategias para la equidad e inclusión

Género, Juventud y Etnicidad

Diversidad Social

La diversidad social es comprende las múltiples formas en que los individuos y las comunidades se diferencian y se identifican. Estas diferencias pueden incluir, pero no se limitan a, cultura, etnicidad, género, orientación sexual, edad, religión, capacidad física o mental y condición socioeconómica (UNHCR, 2016).

En el contexto de la gestión de paisajes, la diversidad social es un activo invaluable que fomenta la resiliencia ecológica y fortalece la adaptabilidad de las comunidades frente a desafíos como el cambio climático y la degradación ambiental.

Sexo y género

El sexo son las diferencias entre las características biológicas, fisiológicas y genéticas de las personas, hombres y mujeres. El concepto de género se refiere a las diferencias psicológicas, sociales y culturales que hay entre hombres y mujeres. No se traen desde el nacimiento, sino que las aprendemos y por ello nos comportamos de maneras distintas. El concepto de género implica reconocer cómo las diferencias culturales y sociales entre hombres y mujeres influyen en sus interacciones con el medio ambiente (Escalante et ál. 2002; Ramírez, 2021).

Estas diferencias no son estáticas ni universales, sino que están moldeadas por normas y prácticas socioculturales que pueden cambiar a lo largo del tiempo y varían significativamente de una sociedad a otra. En el ámbito de la gestión paisajística, un análisis de género eficaz permite identificar y abordar desigualdades específicas, asegurando que los programas de desarrollo y conservación se diseñen de manera que sean justos e inclusivos para todos los géneros.

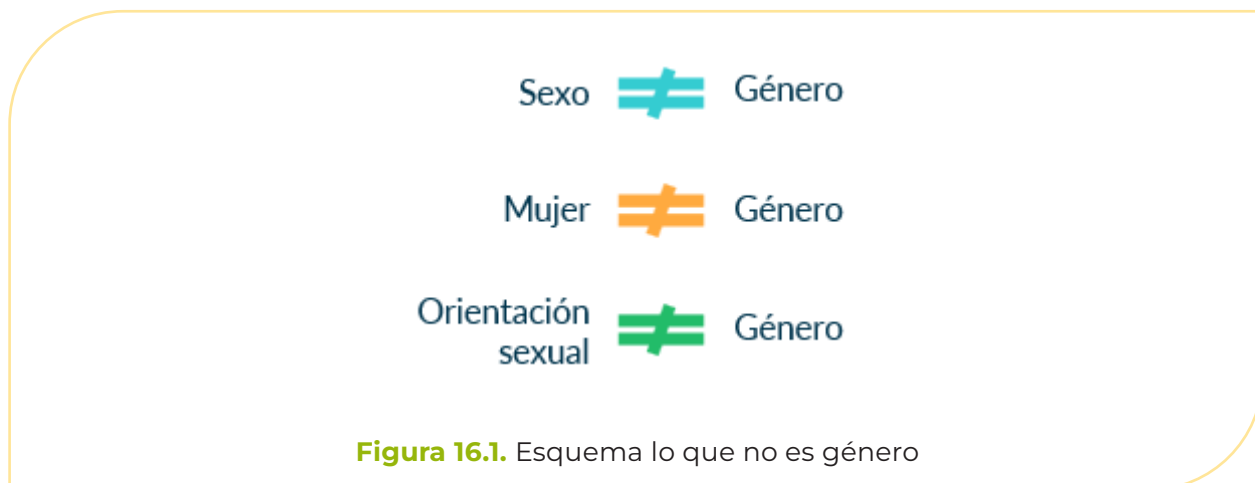


Figura 16.1. Esquema lo que no es género

A lo largo de la historia reciente, la dicotomía hombre/mujer o masculino/femenino ha sido la manera más frecuente de analizar las cuestiones de género. Por ello, existe muy poca información con respecto a las distintas identidades de género no binario, en materia de manejo integrado de paisajes. Sin embargo, se insta a quienes lean y pongan en práctica este módulo a reconocerlas, sistematizar información al respecto y compartirla en aras de mejores condiciones de equidad e inclusión en el manejo integrado de paisajes.

Juventud

La juventud, en el imaginario colectivo, representa el dinamismo y la capacidad de innovación dentro de las comunidades, jugando un papel crucial en el impulso de cambios sostenibles en la gestión de paisajes. Sin embargo, su participación está a menudo limitada por estructuras de poder y prácticas que favorecen a las generaciones mayores y más establecidas. Fomentar la participación de los jóvenes no solo es una cuestión de equidad intergeneracional sino también una acción para la resiliencia a largo plazo de las comunidades y sus entornos naturales. En este punto, se resaltan las diferencias entre “relevo generacional” (traspase de funciones de una generación a otra” e “integración intergeneracional” (participación de grupos de distintas edades en igualdad de condiciones”



Factores que afectan positiva o negativamente la participación de jóvenes en la gestión de paisajes son: el acceso a equipamiento tecnológico y servicios como educación, electricidad, agua y desagüe; los embarazos a temprana edad (más frecuentes en áreas rurales); el acceso a empleo debidamente remunerado; los flujos migratorios; la cultura e identidad étnica; los patrones de relaciones intrafamiliares y posibilidades de autonomía; las crisis de la actividad agrícola, entre otros (Urrutia y Trivelli, 2019; Martins, 2021).

La definición de juventud depende de cada contexto y finalidad:

Definición de Juventud

Naciones Unidas
Persona entre 15 y 24 años , pero se reconoce que no hay un rango estrictamente definido

Principales instituciones
Hasta 35 años.

Bashi (RLABM, 2023)
Depende del contexto de cada paisajes.





Figura 16.3. Definición de juventud

Etnicidad

La etnicidad contribuye con una riqueza de conocimientos y prácticas en la gestión de paisajes. Las comunidades indígenas y locales han desarrollado formas de vida y sistemas de conocimiento que están íntimamente ligados a los paisajes en los que han vivido durante generaciones. Estos conocimientos, que abarcan desde la agricultura hasta la conservación de la biodiversidad, son una fuente invaluable de información y deben ser integrados en las prácticas de gestión paisajística modernas. Respetar la diversidad étnica en la gestión de paisajes no solo es un acto de justicia social sino también una estrategia clave para preservar la biodiversidad y los ecosistemas.

- **Etnia:** “un grupo humano que comparte una cultura, una historia y costumbres, y cuyos miembros están unidos por, una conciencia de identidad” (CEPAL, 2011). Usualmente vinculados a un territorio, cosmovisión, un idioma o dialecto.
- **Pueblos indígenas:** “comunidades, pueblos y naciones... que, teniendo una continuidad histórica con las sociedades precoloniales y anteriores a las invasiones que tuvieron lugar en sus territorios...” (Martínez Cobo, 1986, en CEPAL, 2011).

Los pueblos indígenas gozan actualmente de legitimidad en la norma a nivel internacional; pero no necesariamente en la práctica y no es el mismo caso de los pueblos afrodescendientes, cuyo reconocimiento es también importante.

Para la Gestión de Paisajes, el conocimiento tradicional de los pueblos indígenas y comunidades locales es especialmente importante pues los valores e interpretaciones de cada cultura y etnia se reflejan en su forma de gestión del paisaje.

Por ello, los conocimientos tradicionales e indígenas constituyen una base de información indispensable para la sociedad. Abarcan tanto aspectos generales, como técnicos y sus expresiones simbólicas. Estos conocimientos han sido acumulados durante milenios y son resultado de una larga historia de interacción socio-ecológica (UNESCO, 2012; Ban Ki-Moon, 2015, Chianese 2016 en Huasasquiche y Kometter, 2017).



Figura 16.4. Poblaciones indígenas con vestimenta típica

Discriminación

La discriminación en la gestión de paisajes puede manifestarse en varias formas, desde el acceso desigual a los recursos hasta la exclusión de ciertos grupos en la toma de decisiones. Tales prácticas no solo son injustas, sino que también socavan los esfuerzos de conservación y desarrollo sostenible al no aprovechar plenamente el rango de conocimientos, habilidades y experiencias disponibles en una comunidad diversa. La discriminación puede ser el resultado de prejuicios arraigados, ignorancia o políticas y leyes deficientes.

La discriminación puede evidenciarse a través de ciertos indicadores, dependiendo del contexto. Para entenderlo mejor, se compartió el caso de Perú:

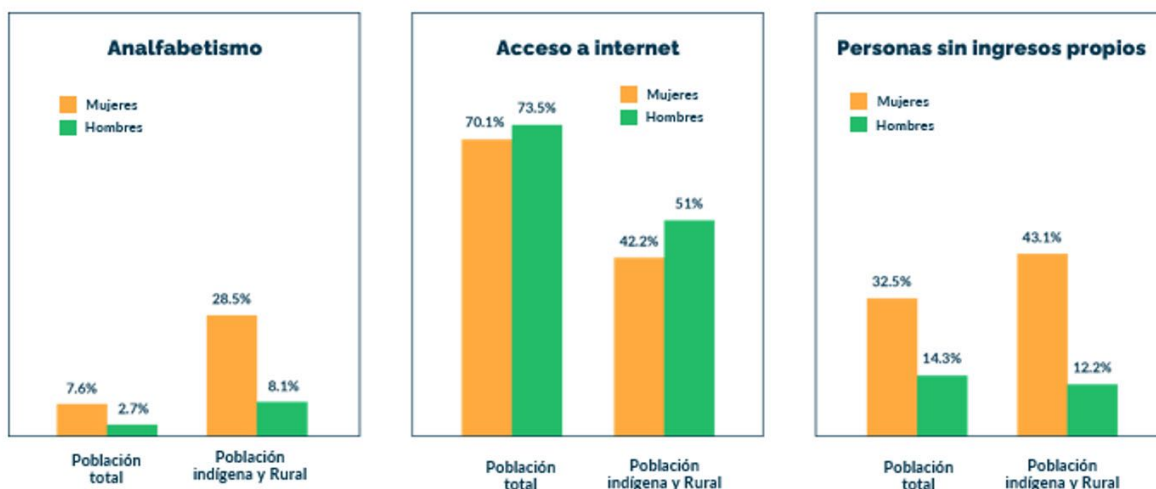


Figura 16.5. Inequidades en Perú. Comparando cifras nacionales versus cifras por género y origen. Fuente: INEI, 2022

Análisis de acceso a Recursos: entendiendo la raíz de la discriminación, brechas e inequidades

Roles en la Gestión de Paisajes

Dentro de todos los ámbitos de la vida humana (incluida la gestión de paisajes) las personas ejercemos funciones y tareas, a lo que llamamos roles. Usualmente, son asignados de acuerdo a los patrones de comportamiento y las responsabilidades asignadas a los individuos basados en su género, edad, etnicidad y posición socioeconómica.

Tradicionalmente, estos roles han dictado quién tiene acceso y control sobre los recursos naturales y quién participa en la toma de decisiones. Reconocer y analizar los roles es fundamental para entender las dinámicas de poder y para desarrollar estrategias de gestión que promuevan la igualdad y la eficiencia. Para su análisis, se pueden clasificar en tres tipos (Imbach, 2012; Ramirez, 2021):

- **Roles productivos:** Actividades que generan ingresos económicos. Generalmente asociadas a las actividades de los hombres, aunque no son realizadas únicamente por ellos. Gozan de prestigio social y valor económico, y aparecen en las estadísticas como trabajo.
- **Roles no productivos:** Actividades necesarias para garantizar el bienestar y la supervivencia de la familia. Se asignan casi exclusivamente a mujeres. No reciben el mismo reconocimiento social que las actividades productivas.
- **Roles de gestión comunal o pública:** Actividades que se realizan para contribuir al desarrollo u organización política de la comunidad o colectividad. Hombres y mujeres realizan actividades de gestión pública o comunal. Sin embargo, rara vez se reconoce la participación de las mujeres; tienden a reproducir sus roles tradicionales.

La sociedad asigna roles diferenciados a hombres, mujeres, y jóvenes en el marco de sus medios de vida, y esto se refleja en la gestión de los paisajes, en los medios de vida y en las cadenas productivas.

Acceso y Control de Recursos

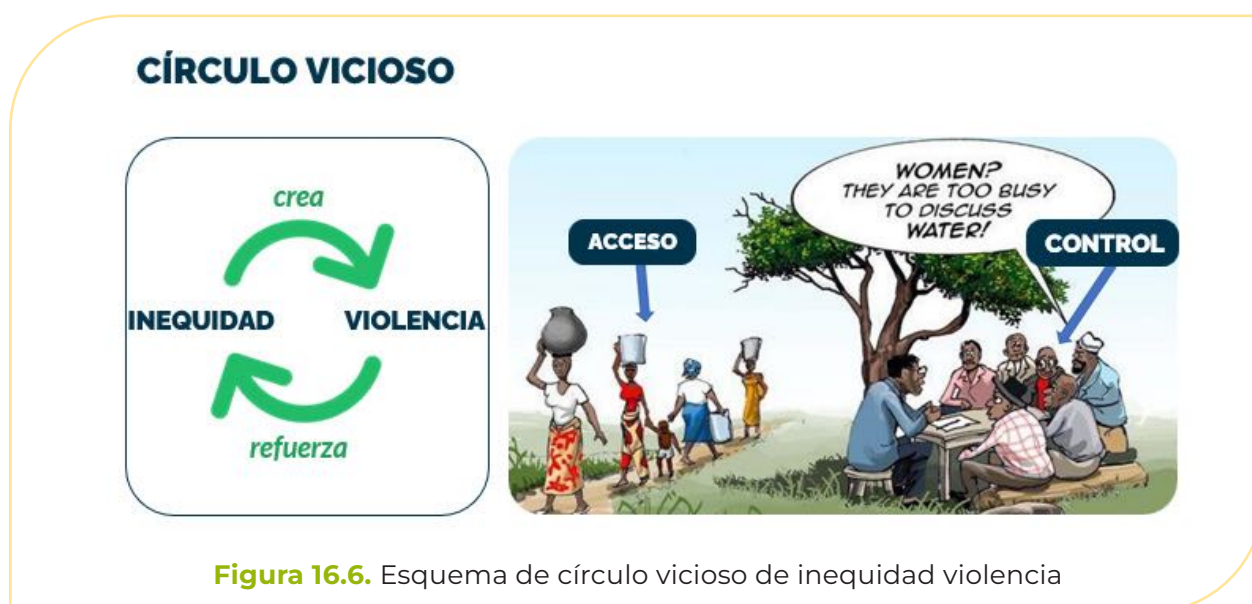
El acceso a recursos naturales y económicos, y el control sobre estos (capacidad de decisión), es un factor determinante en la capacidad de los individuos y las comunidades para gestionar su entorno y mejorar su calidad de vida. En la gran mayoría de regiones de Latinoamérica, existen desigualdades significativas en el acceso y control de recursos entre diferentes géneros y grupos sociales y pueden ser clasificados de acuerdo a lo siguiente (Ramírez, 2021, Imbach, 2016):

- **Naturales y servicios ecosistémicos:** Suelo, agua, bosques, belleza paisajística, etc.
- **Económicos y materiales:** Trabajo remunerado, dinero, crédito, herramientas, vivienda, salud, alimentación, etc.
- **Sociales y políticas:** Espacios de decisión y organización, medios de comunicación, liderazgo, etc.

- **Educativos e informativos:** Formal y no formal.
- **Tiempo:** Balance de horas que la persona tiene para su uso propio y el tiempo laboral remunerado y no remunerado
- **Internos:** Autoestima, autoconfianza, capacidad de liderazgo y la capacidad para expresar intereses propios.

Las situaciones de desigualdad se expresan en las oportunidades diferenciadas que tienen para el acceso (uso) y control (o poder de decisión) sobre sus propios recursos para realizar sus medios de vida y/o garantizar su bienestar. Y no nos estamos refiriendo solo a los recursos naturales.

El acceso diferenciado y el control sobre los recursos naturales (Brechas) están marcados por la definición de roles y relaciones de poder históricamente y estructuralmente desiguales y discriminación interseccional basada en género, edad, etnicidad y otras identidades (ONU Mujeres, 2018). La historia ha demostrado que esta relación desequilibrada con el poder está relacionada con la violencia estructural de todo tipo, incluyendo la emocional, física, económica y otros tipos. Las expresiones de estas inequidades y diferentes formas de violencia pueden ser muy sutiles y normalizadas.



Análisis de Casos en Territorios de LAC

En la región de América Latina y el Caribe, los estudios de caso demuestran cómo las brechas en el acceso y control de recursos pueden perpetuar la pobreza y limitar la gestión sostenible de paisajes. Por ejemplo, en algunos contextos, las mujeres tienen menos acceso a la tierra, créditos y capacitación en comparación con los hombres, lo que limita su capacidad para contribuir y beneficiarse de la gestión forestal y de biodiversidad. Los jóvenes, por otro lado, pueden enfrentar barreras para acceder a la educación y empleo que les permitiría llevar a cabo prácticas de gestión innovadoras y sostenibles. Reconocer y abordar estas disparidades no solo es un imperativo de justicia social, sino también una estrategia esencial para mejorar la eficacia y la sostenibilidad de la gestión de paisajes. Se presentaron algunos ejemplos generales:

Cuadro 16.1. Ejemplos de recurso, acceso y control en el territorio

Recurso	Acceso	Control
Liderazgos y toma de decisiones Social y político	Hombres, mujeres y jóvenes por lo general pueden asistir como participantes en espacios de toma de decisión como las asambleas comunitarias.	A las mujeres y jóvenes usualmente se les niega el ejercicio de cargos de liderazgo en los espacios de toma de decisión.
Tenencia de tierra Material - económico	Las mujeres rurales frecuentemente tienen acceso a la tierra y la cultivan, dedicando horas de trabajo a estas labores.	En la mayoría de los casos, las mujeres carecen de la posibilidad de poseer legalmente este recurso y por ende tomar decisiones para vender, alquilar, hipotecar.
Recursos forestales no maderables Natural	Las mujeres acceden al bosque y realizan extracción y uso de recursos como fibras, hierbas, frutos, entre otros, con los que elaboran productos transformados.	Las mujeres usualmente no participan de la elaboración de planes de manejo forestal.

Equidad e Inclusión

La **igualdad** es un principio constitucional que se refiere a igualdad de derechos, responsabilidades y oportunidades en todas las esferas de la vida; se considera un tema de derechos humanos y un indicador del desarrollo centrado en las personas. La equidad es un principio ético y normativo que está relacionado con la justicia y cooperación. Se refiere a la distribución justa de recursos y del poder social, reconociendo las condiciones de cada persona o grupo humano (sexo, edad, clase, grupo étnico, social). (Ramírez, 2021).

La justicia social es el ideal que tenemos para la sociedad, reuniendo todo tipo de diversidad interseccional y los medios que necesitamos aplicar para alcanzar esa justicia.

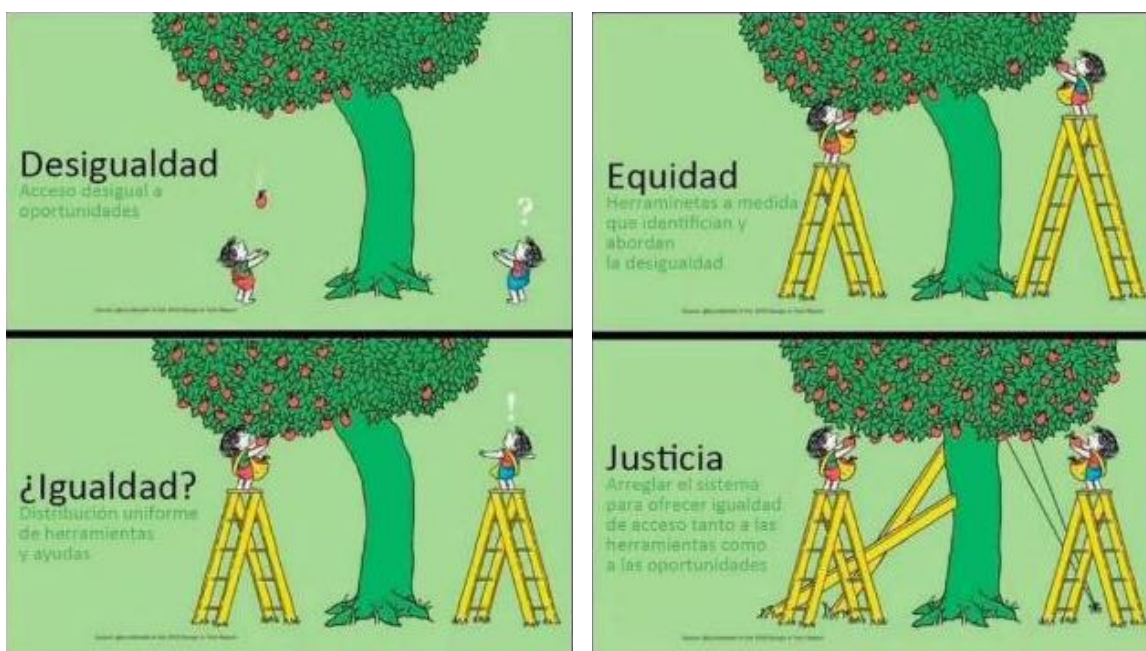


Figura 16.7. Esquema de desigualdad y justicia

Inclusión

La inclusión implica la integración activa de todas las personas en los procesos de desarrollo y toma de decisiones, valorando sus contribuciones y reconociendo su dignidad e igualdad de derechos. En la gestión de paisajes, la inclusión es el acto de garantizar que todos los miembros de la comunidad, especialmente aquellos que tradicionalmente han sido marginados, estén involucrados en el desarrollo de estrategias y políticas ambientales. Esto significa eliminar barreras que impiden la participación plena y efectiva y fomentar un ambiente donde se respete y aproveche la diversidad de conocimientos y experiencias.

Herramientas de la Teoría a la Práctica

Identificar brechas: a nivel familiar – recurso tiempo: El Marco Analítico de Harvard

Esta es una herramienta general que puede ser adaptada de acuerdo a cada contexto. Puede añadirse otros elementos interseccionales como la etnicidad. Metodológicamente, puede pedirse a los participantes que llenen directamente la tabla, otras veces se necesita construir información basada en entrevistas, o incluso puedes usar recursos gráficos como mapas parlantes (Gutiérrez-Montes y Ramírez, 2013). Siempre se necesita estimular la conversación, plenaria para responder preguntas clave como:

- Qué miembros de la familia disponen de más tiempo (tienen mayor oportunidad) para realizar actividades económicas.
- Quiénes manejan recursos materiales y económicos de forma independiente y con autonomía.
- Qué miembros de la familia hacen uso y tienen poder de decisión en la gestión de recursos naturales.

- De cuánto tiempo dispone cada miembro de la familia para empoderar sus recursos internos y acceder a oportunidades de educación.
- Qué miembros de la familia acceden a recursos sociales y políticos y de qué tipo.
- Existencia de trabajo oculto o no reconocido.

Cuadro 16.2. Roles de hombres y mujeres

Actividades y tareas (roles)	¿Qué roles específicos? ¿Cuántas horas / días se le dedica?			
	Hombres	Mujeres	Hijos	Hijas
Cultivos y crianza de animales				
1.				
2.				
3.				
Actividades dentro del hogar				
1.				
2.				
3.				
Otras actividades económicas				
1.				
2.				
3.				
Educación formal y no formal				
1.				
2.				
3.				
Actividades comunitarias/ sociales				
1.				
2.				
3.				

Identificar brechas a nivel territorial: Matriz de Análisis de Acceso y Control de recursos

Al igual que el Marco Analítico de Harvard, esta herramienta puede ser adaptada de acuerdo a las necesidades y el contexto. Se sugiere que se guíe la conversación y análisis para responder estas preguntas:

- ¿Cuáles son las causas raíz de las brechas detectadas?
- ¿Cómo puede la gestión de paisajes contribuir a incrementar el acceso y el control por parte de grupos desfavorecidos?
- ¿Qué estrategias y recursos se necesitan para el abordaje de brechas?

Cuadro 16.3. Tipo de recurso, acceso y control

Tipo de Recurso	Recurso	Acceso de las Mujeres	Control de las Mujeres
Recursos naturales	Madera	Supeditado/ restringido	No
	Leña	Supeditado/ restringido	Sí
	Plantas medicinales	Sí	Sí
	Frutos	Sí	Sí
	Fuentes de agua	Sí	Supeditado/ restringido
	Fauna Silvestre	Supeditado/ restringido	Supeditado/ restringido
Recursos estratégicos	Actas de asamblea comunal	Sí	Supeditado/ restringido
	Información de ordenación forestal	Supeditado/ restringido	No
	Planeación de actividades de restauración	Supeditado/ restringido	Supeditado/ restringido

(Adaptado de Huasasquiche y Kometter, 2017)

Cuadro 16.3. Tipo de recurso, acceso y control

Recursos	Hombres		Adultos		Jóvenes		Pueblos indígenas	
	Acceso	Control	Acceso	Control	Acceso	Control	Acceso	Control
Recursos naturales								
1.								
2.								
3.								
Recursos materiales y económicos								
1.								
2.								
3.								
Recursos sociales y políticos								
1.								
2.								
3.								
Recursos educativos y de información								
1.								
2.								
3.								

Estrategias para la Equidad e Inclusión

FORMACIÓN DE CAPACIDADES: Mediante intercambio de experiencias, capacitaciones u otorgamiento de becas, para mujeres lideresas, viveristas, mujeres agricultoras, socias de organizaciones de mujeres. Dirigido a actividades mayormente enfocadas a las temáticas de interés para las mujeres

FORTALECER MEDIOS DE VIDA: Parte de la identificación de los roles, aportes y saberes especializados que las mujeres tienen, cumplen y a los que aspiran, en los ámbitos familiar, productivo y territorial. Puede incluir, por ejemplo, el apoyo a la comercialización (catálogos de productos, vinculación al mercado, control de

calidad), la compra de herramientas, la instalación de infraestructura productiva y la implementación de mecanismos de financiamiento especializados para mujeres y población vulnerable.

INNOVACIÓN TECNOLÓGICA: Uso de la tecnología para fortalecer, diversificar o empoderar medios de vida. Puede o no requerir grandes inversiones. Enfocado a las necesidades de los grupos más vulnerables

EMPODERAMIENTO Y PROMOCIÓN DE LIDERAZGOS: A través de la elaboración de estrategias territoriales, el fomento de espacios de encuentro y empoderamiento, el apoyo directo a organizaciones de mujeres y jóvenes la formación de líderes/esas



Figura 16.7. Hombres y mujeres trabajando juntos en el Bosque Modelo Nacional de Puerto Rico

Casos de Estudio

- Análisis de roles, conocimientos y preferencias con enfoque de género en paisajes Andes y Amazonía (video)
- Diversificando la fuerza laboral en el sector de energías renovables en Puerto Rico: oportunidad para mujeres y la comunidad LGBTQI (texto y video)
- Experiencias de género en la Chiquitanía de Bolivia (video)
- El aporte de los saberes comunales andinos en la utilización de los bienes y servicios ecosistémicos Estudio de la Mancomunidad Saywite Choquequirao Ampay en Apurímac, Perú

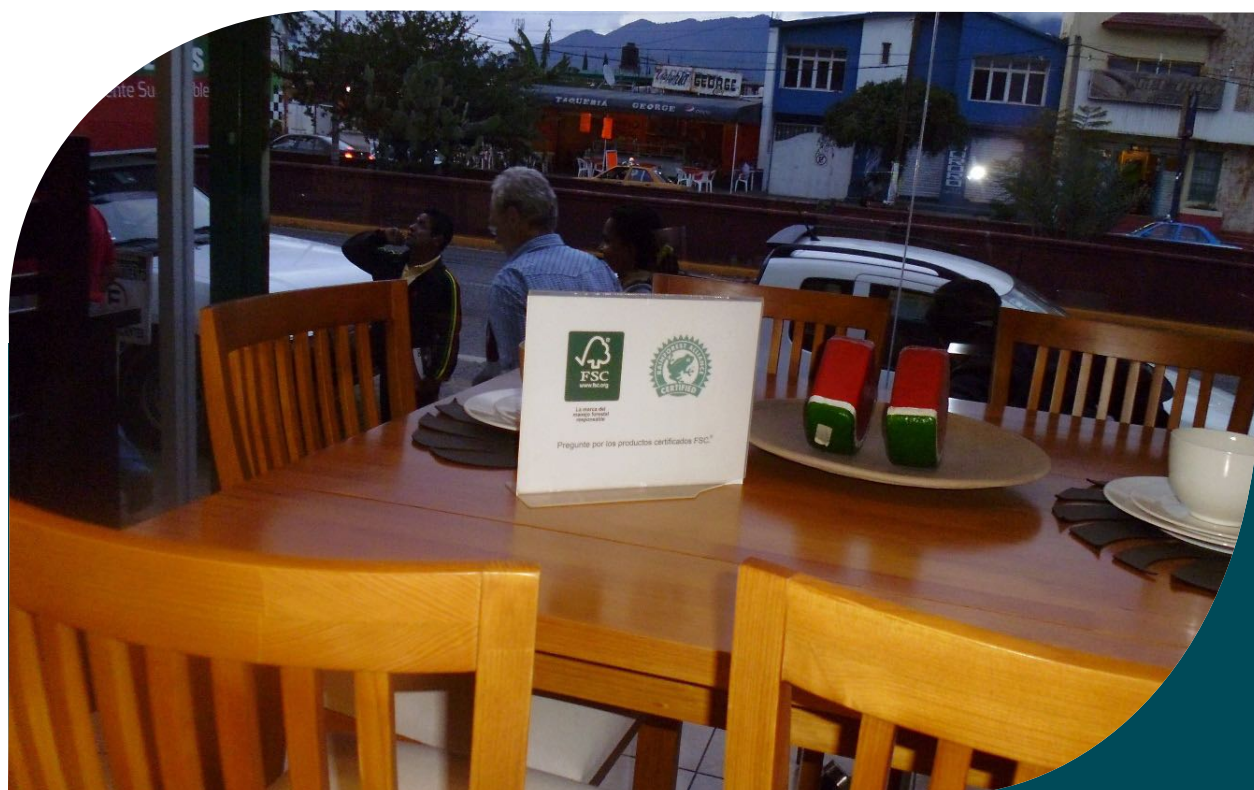
Herramientas de Trabajo con enfoque de género

Herramienta	Autores y año	Contenidos y sugerencias de uso
Perspectiva de género en procesos de desarrollo comunitario	Ramírez, F.; Hernández, L.; Padilla, D.; Gutiérrez Montes, I.; Rivas G. 2012.	Conceptos básicos de género, su relación con el desarrollo comunitario y aplicación en diagnósticos participativos y proyectos con enfoque de género.
Herramientas de género en el ciclo de Desarrollo de Proyectos: Listas de Verificación e Instrumentos de Análisis	Gutierrez- Montes, I.A.; Ramirez, F. 2013.	Conjunto de instrumentos metodológicos para guiar procesos inclusivos y sostenibles, con listas de verificación para la incorporación de criterios de género en programas, proyectos, propuestas y protocolos de investigación y adaptación de tecnologías de desarrollo sostenible; así como herramientas de utilidad para la transversalización del enfoque de género en las acciones concretas hacia el desarrollo rural territorial
Género en Escuelas de Campo: Cápsulas para el Aprendizaje e Inclusión	Ramírez, F.; Hernández, L.; Padilla, D.; Gutiérrez Montes, I.; Rivas G. 2012.	Siete cápsulas de género con contenidos a ser empleados por facilitadores de escuelas de campo para difundir capacidades en torno a género, equidad, desarrollo comunitario, poder y control sobre recursos, liderazgo, lenguaje inclusivo, entre otros.
Toward gender responsive ecosystem based adaptation: Why it's needed and how to get there	GIZ, 2022	Bases para integrar cuestiones de género en las medidas AbE, elementos constitutivos del enfoque de género, ejemplos de la práctica de la AbE sensible a género y recomendaciones para mejorar el abordaje de cuestiones de género en el futuro.

Herramienta	Autores y año	Contenidos y sugerencias de uso
Aprendiendo sobre Género y Bosques: Módulo de Aprendizaje para integrar el género en iniciativas de forestería en Costa Rica	Banco Mundial, 2019	Conceptos de igualdad de género, vínculos con la gestión de bosques, formas de abordaje, promoción de la igualdad y actividades propuestas.
Caja de herramientas para la inclusión de pueblos indígenas y afrodescendientes en los censos de población y vivienda	CEPAL, 2011	Conceptos de pueblos indígenas y afrodescendientes, experiencias y lecciones aprendidas de su inclusión en censos poblacionales.

Referencias bibliográficas

- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). 2011. Caja de herramientas para la inclusión de pueblos indígenas y afrodescendientes en los censos de población y vivienda. CEPAL. UNFPA. UNICEF. 57 p.
- Escalante, A.; Ugalde, Y.; Ramírez, F. 2002. Incidencia en la gestión de políticas públicas con enfoque de equidad de género en el sector rural de Centroamérica. San José, Costa Rica. Unión Mundial para la Naturaleza. Fundación Arias para la Paz. 89 p.
- Gutierrez- Montes, I.A.; Ramirez, F. 2013. Herramientas para el análisis de género en el ciclo de los proyectos: listas de verificación e instrumentos de análisis. Serie técnica, Boletín Técnico, No. 63. 1 ed. Turrialba, C.R.: CATIE. 24p. ISBN 978-9977- 57-602-2.
- Huwasquiche, J.; Kometter, R. 2017. El aporte de los saberes comunales andinos en la utilización de los bienes y servicios ecosistémicos. Programa Bosques Andinos. Lima, Perú. 16 p.
- Imbach, A. 2016. Estrategias de Vida: analizando las conexiones entre la satisfacción de las necesidades humanas fundamentales y los recursos de las comunidades rurales. Geolatina S.A. Turrialba, Costa Rica. 55 p.
- Martins, L. 2021. Juventude rural no Brasil: referências para debate (en línea, sitio web). Estudos Sociedade e Agricultura (29):194-112. Consultado 2 set. 2022. Disponible en: <https://doi.org/10.36920/esa-v29n1-7>
- Ramírez, F. 2021. Libro del Curso Virtual Equidad de género, gobernanza y empoderamiento económico a través de cadenas cortas Tema 1. De la conceptualización a la participación real y equitativa de las mujeres en la conservación y producción sostenible. Turrialba, Costa Rica. CATIE. Red Latinoamericana de Bosques Modelo. 16 p.
- UNHCR (UN Refugee Agency). 2016. Recursos para entender la diversidad social (en línea, sitio web). Available at: <https://eacnur.org/blog/recursos-entender-la-diversidad-social/> . Consultado 21 set 2022.
- Urrutia, C.; Trivelli, C. 2019. Juventud rural en el Perú: lo que nos dice el Censo 2017. Lima, Perú. IEP 57 P. (Documento de trabajo, 257 Estudios sobre el desarrollo, 32).



Tema 17

Certificación Forestal del FSC

Cristina Vidal
(Cristina.Vidal@catie.ac.cr)

Certificación Forestal del FSC

Introducción

La certificación forestal se erige como un mecanismo crucial para promover la gestión sostenible de los recursos forestales, con el objetivo de abordar las preocupaciones sobre la deforestación y la degradación de los bosques. Este proceso, llevado a cabo por organismos reconocidos como el Consejo de Manejo Forestal (FSC) y el Programa para la Evaluación de Certificación Forestal (PEFC), establece normas y criterios para evaluar la calidad de la gestión forestal y la procedencia de los productos forestales. Desde la certificación de la gestión forestal hasta la certificación de la cadena de custodia, este sistema garantiza la trazabilidad y sostenibilidad de los productos forestales, permitiendo a las empresas etiquetar sus productos y brindando a los consumidores la capacidad de elegir productos que respalden prácticas responsables en la gestión de bosques. Sin embargo, el proceso de certificación presenta desafíos, especialmente para pequeñas y medianas empresas, destacando la necesidad de enfoques flexibles y simplificados para fomentar la participación generalizada en prácticas sostenibles.

¿Qué es la certificación Forestal?

La certificación forestal surgió como respuesta a la preocupación pública sobre la deforestación tropical y la degradación de los bosques. El Consejo de Manejo Forestal (FSC), pionero en otorgar certificaciones forestales en la década de 1990, fue creado mediante la colaboración entre organizaciones no gubernamentales ambientales, empresas vinculadas a productos forestales y movimientos sociales. En la actualidad, existen más de 50 sistemas de certificación que abarcan diversos tipos de bosques, regímenes de tenencia y enfoques de gestión.

Este proceso voluntario implica que una tercera parte independiente, conocida como el “certificador”, evalúe la calidad de la gestión y producción forestal en relación con requisitos predeterminados por una organización de certificación pública o privada. La certificación forestal, junto con su etiquetado correspondiente, informa a los consumidores sobre la sostenibilidad de los bosques de los cuales provienen la madera y otros productos forestales.

Existen dos tipos principales de certificación forestal: 1) la certificación de Manejo de Bosque, que evalúa la gestión conforme a normas específicas, y 2) la certificación de la cadena de custodia, que verifica la identificación y separación de la materia certificada a lo largo del proceso de producción, desde el bosque hasta el consumidor final. Ambas certificaciones son necesarias para que un producto final pueda llevar la etiqueta de certificación.

Las normas de certificación de manejo forestal abordan diversos aspectos, incluyendo económicos, sociales, ambientales y técnicos, como el bienestar de los trabajadores y las comunidades en áreas forestales certificadas. Los responsables del manejo forestal, como propietarios de bosques, empresarios y empresas madereras, pueden optar por solicitar la certificación voluntariamente, con la expectativa de obtener mejores precios, mantener o ampliar el acceso a los mercados, mejorar su reputación y cumplir objetivos sociales y ambientales.

La certificación forestal funciona como un mecanismo de mercado para promover el uso y el manejo sostenible de los bosques, permitiendo a los consumidores identificar productos “producidos de manera sostenible”. La etiqueta de certificación en un producto forestal informa al comprador potencial que el producto proviene de un bosque bien manejado según normas específicas. Los consumidores preocupados por cuestiones sociales y ambientales pueden preferir productos con esta etiqueta y estar dispuestos a pagar precios más altos. Esto motiva a los responsables del manejo forestal a buscar la certificación, generando mejoras en la calidad del manejo forestal, contribuyendo a conservar los bosques mientras son aprovechados bajo buenas prácticas de manejo sostenible.

Beneficios de la Certificación Forestal

En algunos casos, los responsables del manejo forestal experimentan un beneficio inmediato con la certificación, ya que esta conlleva la optimización de las operaciones forestales mediante mejoras en la eficiencia y un mayor control de los procesos de producción. Aunque la evidencia sugiere que los productos forestales certificados no siempre logran obtener precios más altos en comparación con los no certificados, la certificación se vuelve crucial para mantener el acceso a ciertos mercados.

La certificación ha demostrado ser una herramienta valiosa para introducir productos en el mercado, especialmente en sectores específicos como el papel y el envasado, donde la certificación se ha convertido en la norma en muchos de los principales mercados. Además, la certificación puede confirmar el cumplimiento de todos los requisitos legales, incluyendo aquellos destinados a prevenir el comercio ilegal de productos madereros, y puede ayudar a los productores y comerciantes a cumplir con las obligaciones administrativas.

La certificación forestal también puede contribuir significativamente a mejorar las condiciones laborales, la seguridad y la salud de los trabajadores forestales, lo que a su vez favorece la conservación forestal y promueve la utilización sostenible de los bosques. Además, la certificación puede desempeñar un papel crucial en la promoción de la imagen de las empresas, ya sea aquellas que buscan certificar sus propios productos o aquellas que adquieren exclusivamente productos certificados.

Costos de la Certificación Forestal

Los responsables del manejo forestal incurren en costos directos e indirectos al buscar obtener la certificación. Los costos directos se relacionan con el proceso de certificación e incluyen el pago de honorarios al certificador para llevar a cabo evaluaciones iniciales, realizar auditorías posteriores, llevar a cabo consultas con las partes interesadas

y elaborar informes. La obtención de la certificación puede requerir inversiones adicionales en maquinaria, capacitación del personal, infraestructura y logística con el propósito de mejorar el manejo forestal de acuerdo con las normas de certificación. Estos costos indirectos pueden ser considerablemente más altos que los costos directos y dependerán de la brecha entre la calidad del manejo existente y la calidad necesaria para cumplir con las normas de certificación.

Dado que los costos de certificación tienden a ser relativamente fijos, generalmente disminuyen por unidad de producción de madera o área forestal; en otras palabras, disminuyen en términos relativos a medida que la operación forestal se vuelve más grande. Por otro lado, los costos indirectos aumentan a medida que la escala de las operaciones crece, ya que es necesario ampliar las ráticas en áreas cada vez mayores.

Pasos para obtener la certificación

El tiempo necesario para obtener la certificación forestal puede variar significativamente, dependiendo de la calidad previa del manejo forestal, los sistemas de administración y documentación existentes, y la capacidad del solicitante para realizar ajustes necesarios. El proceso de certificación implica cumplir con ciertos requisitos fundamentales, que incluyen:

- Cumplimiento de la legislación vigente.
- Desarrollo de planes de gestión forestal bien redactados y coherentes.
- Implementación y monitoreo de operaciones destinadas a reducir los daños forestales.
- Garantía de condiciones de trabajo adecuadas.
- Mantenimiento de relaciones positivas con las personas que residen en el bosque sujeto al proceso de certificación, así como en sus alrededores.

Durante el proceso de certificación, los solicitantes deben seguir una serie de pasos para demostrar la total conformidad con las normas establecidas. Una vez alcanzada esta conformidad, se emite un certificado válido por un período específico, siendo de cinco años en el caso del Consejo de Manejo Forestal (FSC).

Principios, Criterios e Indicadores

En la mayoría de los sistemas de certificación forestal, se establecen requisitos específicos para una buena gestión forestal a través de un sistema jerárquico (Fig. 1) que incluye principios, criterios e indicadores. Los principios proporcionan un marco general y definen el concepto de gestión forestal sostenible, mientras que los criterios son categorías que permiten evaluar la sostenibilidad de la gestión forestal. Cada criterio se caracteriza por una serie de indicadores que se utilizan para monitorizar los cambios a lo largo del tiempo.



Figura 17.1. Jerarquía de los Principios, Criterios e Indicadores.

Los organismos de certificación han seguido diferentes procesos para desarrollar sus principios, criterios e indicadores. En 1994, el Consejo de Manejo Forestal (FSC) estableció diez principios generales y los criterios correspondientes como un marco general, permitiendo a los grupos nacionales desarrollar indicadores y verificadores específicos a través de procesos con múltiples partes interesadas:

Principio 1: Cumplimiento de las Leyes

Principio 2: Derechos de los trabajadores y condiciones de empleo

Principio 3: Derechos de los pueblos indígenas

Principio 4: Relaciones con las comunidades

Principio 5: Beneficios del Bosque

Principio 6: Valores e Impactos ambientales

Principio 7: Planificación del manejo

Principio 8: Monitoreo y Evaluación

Principio 9: Altos Valores de Conservación

Principio 10: Implementación de Actividades de Manejo



Figura 17.2. Paraje de Alto Valor de Conservación del Ejido La Ciudad en Pueblo Nuevo, Durango, México.

Este sitio es conservado por su alto valor paisajístico y recreativo, cuenta con un sistema de barrancas, túneles, numerosas formaciones rocosas y un denso bosque de coníferas con especies endémicas de la región como el *Pinus durangensis* y el *Pinus engelmannii*.

Por otro lado, el Programa para la Evaluación de Certificación Forestal (PEFC) adoptó una definición de gestión forestal sostenible en 1993, desarrollada en la Conferencia Ministerial sobre la Protección de los Bosques en Europa. El PEFC complementa sus principios, criterios e indicadores, derivados de procesos intergubernamentales reconocidos globalmente, con requisitos adicionales de sistemas nacionales que involucran a las principales partes interesadas, incluidos propietarios y responsables de la gestión forestal.

A pesar de las diferencias en alcance, contenido y procedimientos, todos los programas de certificación forestal confiables deben cumplir con las leyes y regulaciones vigentes, proteger la biodiversidad, respetar niveles sostenibles de aprovechamiento, proteger la calidad del agua, respetar los derechos de la población local y los empleados, garantizar la viabilidad económica de las operaciones forestales y contar con un plan de gestión adecuado, además de realizar un seguimiento de las operaciones. Los certificadores deben proporcionar resúmenes de auditorías al público y establecer mecanismos de presentación de quejas y apelaciones.

El FSC y el PEFC siguen enfoques diferentes. El FSC acredita a certificadores responsables de auditar operaciones forestales y emitir certificados, permitiendo a las empresas forestales y grupos certificados utilizar la etiqueta del FSC en sus productos. En cambio, el PEFC ratifica sistemas de certificación nacionales que desarrollan sus propias normas y acreditan certificadores. Las operaciones certificadas con el PEFC pueden utilizar su etiqueta.

Ambos procesos de acreditación, ya sea por el FSC o los sistemas nacionales de certificación del PEFC, involucran auditorías en el terreno y en la oficina para garantizar el cumplimiento de normas y procedimientos, asegurando así un alto nivel uniforme. Aunque adoptan enfoques diferentes, FSC y PEFC son organizaciones marco destinadas a garantizar normas de certificación coherentes.

Cadena de Custodia

La certificación de la cadena de custodia asegura que la madera, la fibra de madera o los productos forestales no madereros presentes en un artículo o línea de productos provienen de bosques certificados. Este proceso permite a las empresas etiquetar sus productos, facilitando a los consumidores la identificación y elección de productos que respaldan la gestión responsable de los bosques. En el sistema del PEFC, la certificación de la cadena de custodia se incorpora en el certificado de gestión forestal, mientras que, en el FSC, ambos tipos de certificados tienen normativas independientes, aunque pueden combinarse en un certificado conjunto cuando sea apropiado, como en el caso de operadores integrados verticalmente.

Hay dos métodos para rastrear la procedencia de los productos forestales. Uno implica la separación estricta de la materia prima certificada y no certificada en todas las etapas del proceso de producción. El otro permite la mezcla controlada de materia prima certificada y no certificada, o materiales de bosques recuperados, con el objetivo de prevenir la incorporación de materiales provenientes de aprovechamiento ilegal. La certificación de la cadena de custodia puede ser obtenida por empresas individuales, grupos de operaciones compuestos por varias empresas más pequeñas y grandes empresas que operan en múltiples ubicaciones. Para que un producto obtenga la certificación de la cadena de custodia, todas las entidades a lo largo de la cadena de suministro deben poseer un certificado. Todos los procedimientos de certificación de la cadena de custodia deben contar con sistemas de control y presentación de informes supervisados y administrados de manera centralizada y común, permitiendo a los certificadores evaluar las operaciones o lugares involucrados mediante un enfoque de muestreo.



Figura 17.3. Proceso de Cadena de custodia de madera aserrada. La cadena de custodia inicia al cortar el árbol en un bosque y/o plantación. **A.** Transporte de trozas del bosque al patio de aserradero. **B.** Identificación de cada troza y segregación de material certificado en todos los sitios de la cadena de suministro. **C.** Segregación de material en proceso de producción a través de órdenes de trabajo bien identificadas. **D.** Producto final, vigas FSC de una concesión industrial en Surinam, con sus correspondientes etiquetas de trazabilidad.

La cadena de custodia en el bosque inicia desde la corta del árbol, el cual debe estar debidamente identificado para darle seguimiento a la madera hasta el último eslabón de producción dentro del alcance de certificación.

Pequeños y Medianos Productores

La certificación forestal, que implica visitas de auditoría anuales y la preparación de documentación, puede representar un desafío financiero para las pequeñas y medianas empresas (PYME), especialmente en operaciones tradicionales o comunitarias. El costo de la certificación puede superar los beneficios, especialmente considerando que las empresas más grandes suelen tener una ventaja competitiva en mercados donde la certificación es un requisito previo, lo que añade dificultades adicionales para las PYME al buscar certificar sus operaciones. A fin de hacer que la certificación sea más accesible para propietarios forestales más pequeños, algunos certificadores ofrecen procedimientos simplificados que enfatizan la participación de grupos locales en lugar de nacionales. Además, la opción de certificar múltiples operaciones pequeñas simultáneamente, conocida como “certificación grupal”, puede reducir significativamente los costos. Sin embargo, muchas operaciones a pequeña escala dependen de apoyo financiero de organizaciones públicas y privadas para cubrir parte de los costos asociados con el proceso de certificación y el cumplimiento de las normativas requeridas.

Productos Forestales No Maderables

La certificación del manejo forestal se extiende a la totalidad del sistema de manejo forestal de un operador. Por ende, todos los productos y servicios originados en una zona de manejo forestal certificada tienen la oportunidad de llevar la etiqueta del certificador, incluyendo los Productos Forestales No Madereros (PFNM). Algunas iniciativas a nivel nacional han desarrollado normativas específicas para los PFNM, y algunas de estas han obtenido la aprobación tanto del FSC como del PEFC. A nivel de Latinoamérica, en Guatemala, por ejemplo, se cuenta con estándares FSC de PFNM de xate (*Chamaedorea elegans* Mart.), chicle (*Manilkara zapota*) y hule (*Hevea brasiliensis*) (Fig.4).



Figura 4. Producción de látex certificado de *Hevea brasiliensis* en el Suroeste de Guatemala.

Certificación Forestal en las concesiones de bosque de Petén, Guatemala

Hace cuarenta años, los bosques de Petén estaban amenazados por la actividad extractiva cada vez mayor de la industria maderera y los ganaderos, ocasionando una preocupación generalizada entre las comunidades locales. En 1990, el gobierno de Guatemala creó la Reserva de la Biósfera Maya para proteger esta zona, patrimonio natural y cultural, para las futuras generaciones.

Dentro de las más de dos millones de hectáreas de bosque protegido por la reserva, las autoridades otorgaron concesiones forestales comunitarias, permitiendo a estas comunidades demostrar que, como grupo, podrían manejar esos recursos de forma sostenible. Hoy en día, nueve comunidades manejan las concesiones y su certificación FSC, representa más de 350,000 hectáreas de bosque.

La certificación forestal constituye uno de los factores de éxito de las concesiones en Petén, ya que se han sometido a la mejora continua a través de los procesos de auditoría, elevando la eficiencia de sus operaciones sin comprometer el patrimonio natural.

Reflexiones finales

Las futuras generaciones merecen disfrutar de los beneficios de bosques saludables y resilientes. La certificación se presenta como una opción para asegurar una gestión forestal responsable, produciendo de manera sostenible y respetando los límites de aprovechamiento. No obstante, esta práctica conlleva costos que las empresas, en ocasiones, no están dispuestas a asumir. Al igual que cualquier herramienta económica, la certificación requiere de la demanda de productos certificados por parte de los consumidores para generar un mercado sostenible. En muchos países europeos, esta demanda es viable debido a la conciencia arraigada sobre la importancia de la conservación de los recursos naturales. Sin embargo, en nuestra región (LAC), aún debemos esforzarnos por educar al consumidor hacia un comportamiento más sostenible, incentivándolo a elegir productos que provengan de prácticas responsables. Además, es crucial abordar la tala y el comercio ilegal, que desfavorece a los productores comprometidos con la sostenibilidad y el cumplimiento de las leyes nacionales e internacionales. Existen ejemplos exitosos que deben ser analizados y replicados en otros territorios.

En conclusión, la certificación es un medio para alcanzar la sostenibilidad, aunque no es el único. Debemos explorar otras alternativas que se adapten a las circunstancias de los productores, permitiéndoles continuar con sus actividades sin comprometer la integridad de los bosques

Bibliografía

Auld, G., Gulbrandsen, H.L. & McDermott, L.C. 2008. Certification schemes and the impacts on forests and forestry. *Annual Review of Environment and Resources*, 33: 187–211.

Cashore, B., Gale, F., Meidinger, E. & Newsom, D. (eds.) 2006. *Confronting sustainability: forest certification in developing and transitioning countries*. Yale University Faculty of Environmental Studies Publication Series, New Haven, USA.

Forest Stewardship Council. <https://fsc.org/es/newscentre/general-news/comunidades-en-el-corazon-de-la-gestion-forestal-sostenible-en-guatemala>

The Programme for the Endorsement of Forest Certification. <https://pefc.org/>



Tema 18

Los Bosques Modelo de Latinoamérica

Fernando Carrera
(fcarrera@catie.ac.cr)

Claudia Rojas
(Claudia.Rojas@catie.ac.cr)

Los Bosques Modelo de Latinoamérica

El origen del concepto

El enfoque del Bosque Modelo fue desarrollado e implementado por primera vez por el Gobierno de Canadá a principios de la década de 1990 en diez sitios en ese país. Fue una respuesta a un período de intenso conflicto en el sector forestal de Canadá en un momento en que los ambientalistas, los gobiernos, los pueblos indígenas, las comunidades y los trabajadores forestales luchaban por los recursos forestales y por la forma de gestionarlos de manera sustentable (SRIBM 2023).

Desde el principio, los Bosques Modelo promovieron la idea de formar asociaciones en un foro neutral en el que se pudiera representar una variedad de valores e intereses y en el que los socios pudieran experimentar nuevas ideas bajo un objetivo común de desarrollo sostenible.

El éxito del Programa fue tan grande que durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, celebrada en Río de Janeiro en 1992, el primer ministro de Canadá compartió esta experiencia innovadora y propuso expandirla a nivel mundial, lo que derivó en la creación de la Secretaría de la Red Internacional de Bosques Modelo (SRIBM) en 1995. En la actualidad más de 60 Bosques Modelo han sido desarrollados en más de 37 países, abarcando alrededor de 74 millones de hectáreas donde habitan 22 millones de personas (SRIBM, 2023).

¿Qué es un Bosque Modelo?

Un BM es un proceso en el que grupos que representan a una diversidad de actores trabajan juntos hacia una visión común de desarrollo sostenible en un territorio extenso donde el ecosistema forestal juega un papel importante. Un BM es tanto un área geográfica, lo suficientemente grande para que estén representados todos los usos y valores de esta, así como la población que reside en ella, quienes utilizan los bienes y servicios suministrados por el bosque. Como proceso de gestión participativa, los actores involucrados en un BM buscan investigar, identificar, adaptar y aplicar perspectivas innovadoras para el manejo sostenible de los recursos del área.

Como estrategia para la gestión de un territorio, el BM propicia un foro de concertación para que los participantes discutan asuntos relacionados con el manejo sostenible de los recursos y permita desarrollar actividades conjuntas dirigidas hacia cuestiones que los afectan. La participación es voluntaria y normalmente está representada por diversos actores relacionados con los sectores sociopolíticos y económicos a través de agencias locales, regionales y/o nacionales, organizaciones de investigación y académicas, empresas, organizaciones no gubernamentales y la sociedad civil en general.

Los participantes definen las estructuras que facilitan su interacción y la conducción del proceso de acuerdo con las particularidades locales. Cabe destacar que un BM no tiene autoridad jurisdiccional sobre el territorio o los recursos que allí existen; sin embargo, esto es compensado a través del involucramiento de las instituciones de gobierno con autoridad sobre estos aspectos.

El BM actúa como un instrumento para alcanzar el desarrollo sostenible a partir del reconocimiento de los valores que representan los ecosistemas y con la puesta en práctica de algunos acuerdos internacionales relacionados con la conservación de la biodiversidad, la lucha contra la desertificación y el cambio climático y con la búsqueda del cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo del Milenio.

Principios de los Bosques Modelo

A nivel global todos los Bosques Modelo están definidos por seis principios comunes que permiten de una forma complementaria avanzar hacia el desarrollo sostenible que se busca con estos procesos. Estos principios se presentan en el Cuadro 18.1

Cuadro 18.1. Principios de los Bosques Modelo

Principios de los Bosques Modelo	
Asociación	Cada Bosque Modelo es un foro neutro que acoge con agrado la participación voluntaria de los representantes de los intereses y valores que tienen los actores sobre el paisaje. Procura contar con representantes de los sectores público, privado y de voluntariado, organizaciones comunitarias, instituciones académicas y de investigación que participan en sus actividades.
Paisaje	Un área biofísica de gran escala que representa un amplio espectro de valores forestales, incluyendo intereses sociales, culturales, económicos y ambientales de la comunidad, en donde los actores involucrados reconocen los recursos naturales del territorio.
Compromiso con la sustentabilidad	Los actores involucrados en el Bosque Modelo están comprometidos con la conservación y el manejo sostenible de los recursos naturales y el paisaje forestal. Fomentan el crecimiento económico y la diversificación a favor del desarrollo de medios de vida sostenibles; promueven prácticas que contribuyen a mantener y/o restaurar la integridad ecológica del paisaje.
Estructura de gobernanza	El proceso de manejo de los Bosques Modelo es representativo, participativo y responsable; promueve el trabajo en colaboración entre los actores involucrados en el bosque. Los actores trabajan juntos, valiéndose de procesos consensuados, en pos de la visión y metas del Bosque Modelo; se rigen por principios de confianza, transparencia, toma de decisiones en colaboración y respeto a los distintos intereses y valores.
Programa de actividades	Las actividades que lleva a cabo un Bosque Modelo reflejan su visión y las necesidades, valores y desafíos de los actores involucrados en materia de manejo; incluyen sistemas eficaces de planificación y seguimiento.
Intercambio de conocimientos, desarrollo de capacidades y trabajo en red	Los Bosques Modelo desarrollan la capacidad de los actores involucrados para que ellos participen en el manejo sostenible de los recursos naturales, colaboren y compartan resultados y lecciones aprendidas mediante el trabajo en red; participan en actividades y estructuras de gobernabilidad destinadas a fortalecer las redes nacionales, regionales e internacionales de Bosques Modelo.

Con base en los principios y atributos de los Bosques Modelo la RIABM cuenta con un estándar de 6 Principios, 26 Criterios y 68 Indicadores (Dumet 2011).

El trabajo en red

Cada Bosque Modelo es único a partir de sus recursos naturales, los actores involucrados, los mecanismos de interacción entre estos y las acciones que lleva adelante para avanzar hacia la visión común de desarrollo. Para compartir las innovaciones, conocimientos, aprendizajes, capacidades, retos y lecciones aprendidas de cada experiencia, los Bosques Modelo se asocian en redes lo que facilita el trabajo conjunto frente a problemáticas comunes. Todos los Bosques Modelo conforman la Red Internacional de Bosques Modelo (RIBM), cuyo objetivo es fomentar la cooperación internacional y el intercambio de ideas sobre la gestión sostenibles de los recursos naturales y ser un canal para debatir sobre los criterios y principios del desarrollo sostenible. Todos los miembros de la RIBM se reúnen cada tres años para intercambiar experiencia y discutir sobre las tendencias globales que aquejan la gestión de los recursos naturales.

La RIBM se subdivide en subredes entre las que encontramos la Red Canadiense, Africana, Asiática, Mediterránea, Norte de Europa y Rusia y la Red Latinoamericana de Bosques Modelo (SRIBM 2023).

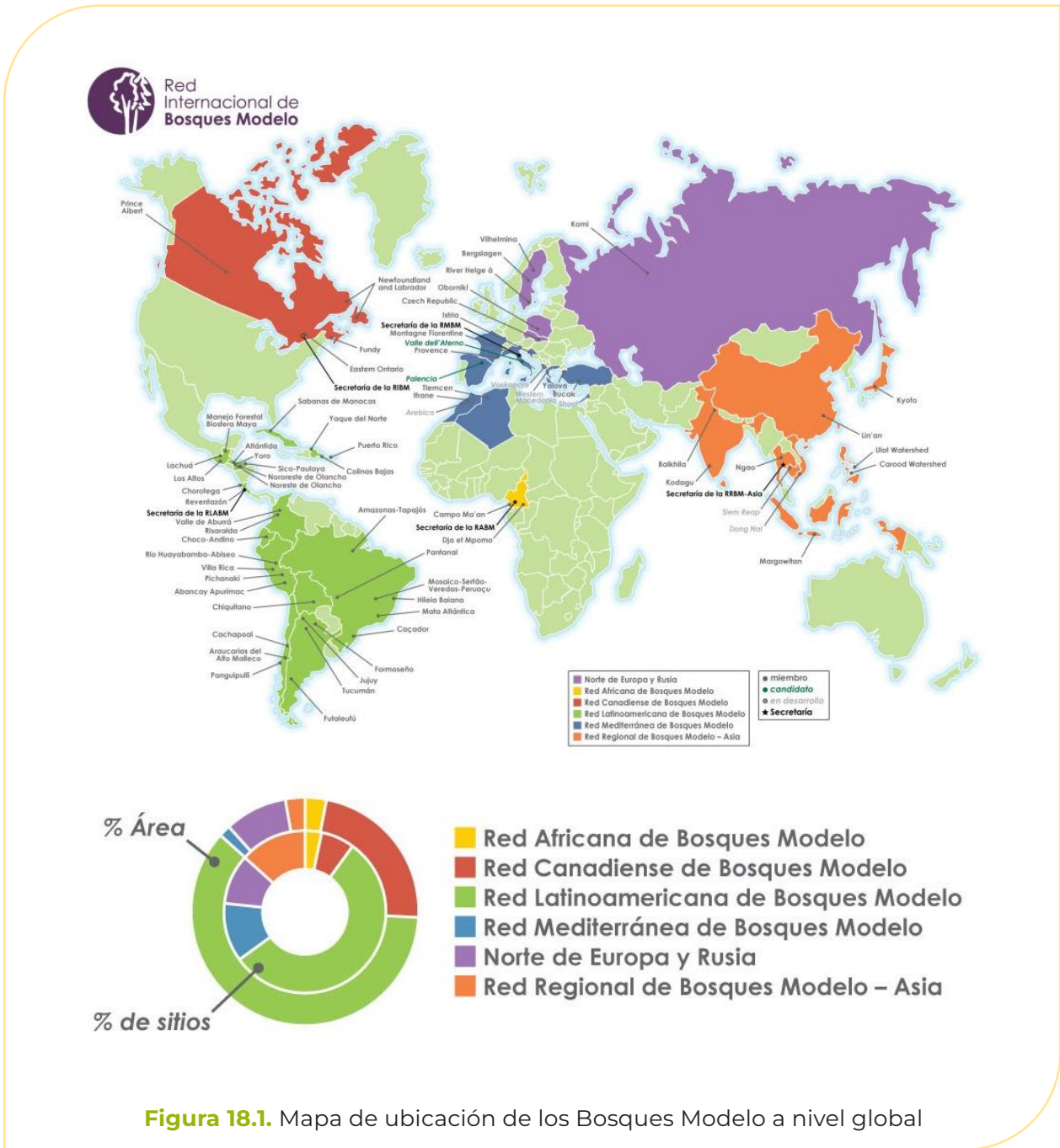


Figura 18.1. Mapa de ubicación de los Bosques Modelo a nivel global

Red Latinoamericana de Bosques Modelo (RLABM)

La RLABM es una alianza voluntaria de Bosques Modelo que trabajan unidos bajo una meta común de buena gobernanza de los recursos naturales y que están respaldados por representaciones gubernamentales de cada país miembro. Su misión es misión: “promover el desarrollo sostenible e inclusivo y la gobernanza territorial en los paisajes de Latinoamérica y el Caribe a través de la gestión transformadora y participativa de sus territorios y la conservación de sus bosques y recursos naturales, impulsando el



intercambio de experiencias y el fortalecimiento de capacidades locales”. En la actualidad la RLAM cuenta con por 34 Bosques Modelo en 15 países de América Latina, el Caribe y España (Cuadro 18.2), puesto que fueron excluidos los Bosques Modelo Formoseño y San Pedro de Misiones de Argentina, cuyas plataformas dejaron de operar.

Cuadro 18.2. Información general de los Bosques Modelo de Latinoamérica

País	Bosque Modelo	Año	Extensión (ha)	Habitantes
Argentina	Futaleufú	1998	738,000	42,379
	Jujuy	2002	130,000	120,000
	Tucumán	2008	180,000	900,000
Bolivia	Chiquitanía sostenible	2005	20,400,000	200,000
Brasil	Mata Atlántica	2005	Por definir	68,208
	Mosaico Sertão Veredas Peruaçu	2005	3,500,000	200,000
	Cazador	2013	98,429	77,323
	Amazonas Tapajós	2017	4,000,000	321,235
	Hileia Baiana	2019	2,463,534	637,773
	Pantanal	2021	76,347	136,000
Chile	Araucarias del Alto Malleco	2002	550,000	30,000
	Panguipulli	2005	329,200	33,273
	Cachapoal	2008	105,000	60,000
Colombia	Risaralda	2008	359,000	967,000
	Valle de Aburrá	2022	120,721	2,945,034
Costa Rica	Reventazón	2003	312,460	490,903
	Chorotega	2011	508,400	177,000
Cuba	Sabana de Manacas	2008	171,700	77,500
Ecuador	Chocó Andino	2016	126,296	18,000
Guatemala	Lachuá	2008	54,000	20,000
	Los Altos	2009	24,220	600,000
	Manejo Forestal Biosfera Maya	2022	497,500	17,000
Honduras	Atlántida	2006	437,000	320,000
	Yoro	2007	385,257	157,305
	Noreste Olancho	2012	364,673	49,529
	Sico - Paulaya	2012	428,940	> 30,000
	Noroeste de Olancho	2016	287,772	56,989

Perú	Pichanaki	2015	124,770	70,500
	Río Huayabamba - Abiseo	2015	720,000	9,672
	Villa Rica	2017	89,640	22,000
	Abancay - Apurímac	2021	80,030	83,346
Puerto Rico	Nacional de Puerto Rico	2007	150,000	300,000
República Dominicana	Colinas Bajas	2014	1,200,000	1,500,000
	Yaque del Norte	2007	83,000	1,500,000
			39 095,889	12,237,969

La RLABM operativamente cuenta con un directorio que se reúne una vez al año en un Bosque Modelo y va acompañado de un evento para compartir experiencias. Este directorio está conformado por representantes gubernamentales de los países miembros Bosques Modelo y socios estratégicos: CUSO, CATIE, CIFOR, WRI, FAO y la Secretaría de la RIBM.

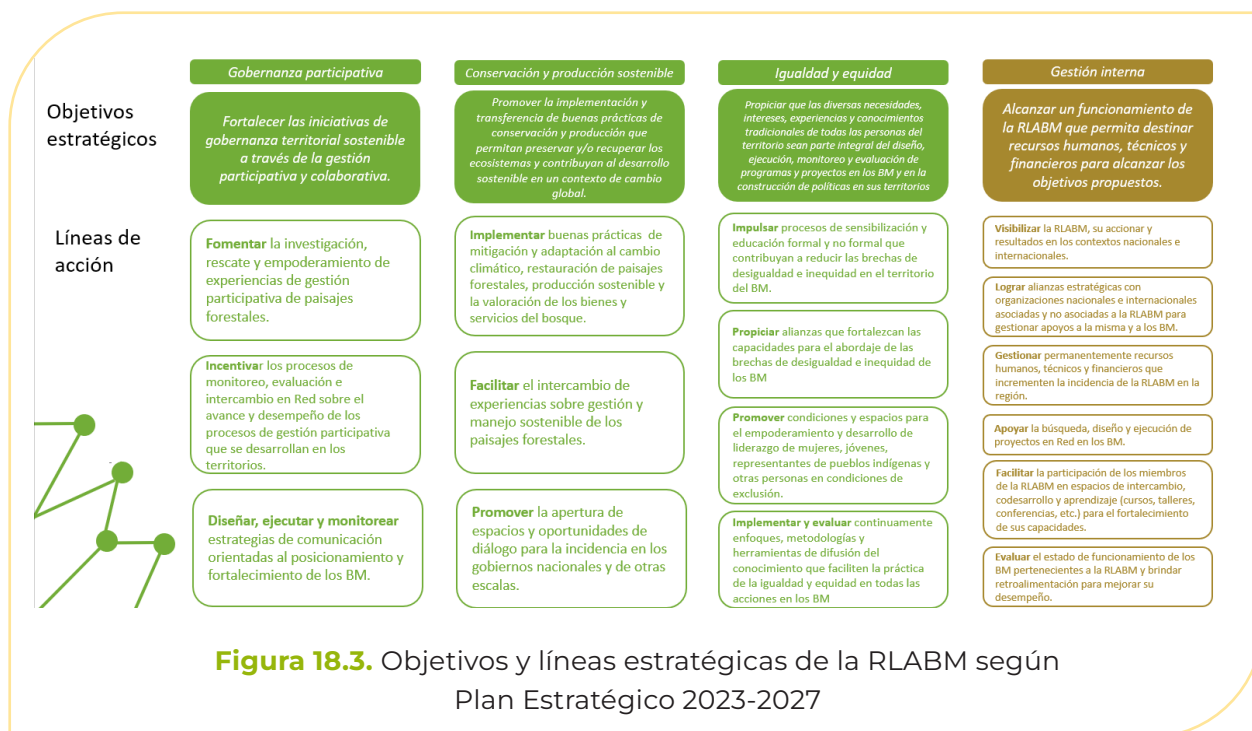
RLABM cuenta con una Gerencia y un equipo multidisciplinario que está dedicado a facilitar el trabajo en red de los Bosques Modelo procurando una comunicación permanente, la transferencia de conocimientos y el apoyo técnico necesario.

Cuadro 18.3. Resumen histórico de las reuniones del directorio y eventos asociados de la RLABM

Fecha	País	Eventos
Diciembre, 2004	Turrialba, Costa Rica	º
Junio, 2005	Ouro Preto, Brasil	Seminario-Móvil
Noviembre, 2005	Turrialba, Costa Rica	Foro Global de Bosques Modelo
Junio, 2006	Sto. Domingo, Rep. Dominicana	COFLAC
Noviembre, 2006	Esquel, Argentina	Taller Articulación de Redes
Abril, 2007	San Ignacio, Bolivia	Seminario-Móvil
Noviembre, 2007	La Ceiba, Honduras	Taller Gestión de Recursos
Junio, 2008	Hinton, Canadá	Foro Global de Bosques Modelo
Noviembre, 2008	Soria, España	XIII Congreso Iberoamericano de Bosques Modelo
Mayo, 2009	Santiago, Chile	Taller RIABM y políticas, sost. financiera y desarrollo rural
Octubre, 2009	Buenos Aires, Argentina	Congreso Forestal Mundial
Junio, 2010	Brasil, San Lorenzo	Taller Seminario de Bosques Modelo y Taller de Liderazgo
Noviembre, 2010	Risaralda, Colombia	Taller Gestión de territorios: El salto desde la planificación
Noviembre, 2011	Concepción, Bolivia	Taller REDD+ y el cambio climático
Marzo, 2011	Burgos, España	Foro Global Territorios y sostenibilidad
Junio, 2012	Juticalpa, Honduras	Taller Planificación Estratégica RIABM
Junio, 2013	Turrialba, Costa Rica	Congreso Latinoamericano de IUFRO
Marzo, 2014	Quito, Ecuador	Taller Construcción de la Sost. para la gestión territorial
Marzo, 2015	La Habana, Cuba	Taller Restauración
Marzo, 2016	Adjuntas, Puerto Rico	Taller de valoración de servicios ecosistémicos
Junio, 2017	Lima, Perú	Taller Gobernanza para la restauración de paisajes forestales
Mayo, 2018	Antigua, Guatemala	Taller Pautas para monitorear la restauración
Mayo, 2019	Sta. Cruz, Bolivia	Oportunidades y desafíos en el marco de los ODS
Diciembre, 2020	Costa Rica (Virtual)	Plataformas participativas de gobernanza territorial
Diciembre, 2021	Costa Rica (Virtual)	Experiencias inspiradoras de gobernanza de paisajes forestales
Noviembre, 2022	Risaralda, Colombia	Los retos de la gobernanza en el siglo XXI
Agosto, 2023	Petén, Guatemala	Tenencia de los bosques en Latinoamérica

Plan estratégico de la RLABM

El Plan Estratégico de la RLABM 2023-2027 cuenta con 4 objetivos estratégicos y 16 líneas de acción. Los tres primeros objetivos estratégicos están dirigidos a los Bosques Modelo mientras que el cuarto se enfoca en la gerencia de la RLABM (ver figura 18.3)



Lecciones aprendidas

Una investigación realizada por Rojas (2019) sobre el impacto y las lecciones aprendidas de los Bosques Modelo arrojó los siguientes resultados:

Del proceso Bosques Modelo

Encontrar la convergencia de los intereses de los actores favorece la sinergia. En el ejercicio de gestión de los recursos naturales de sus paisajes, los BM han comprendido que es posible encontrar intereses comunes de los actores, aun cuando pareciera que no existen. Una vez que se encuentran, es posible construir nuevas alianzas, mejorar las relaciones, incrementar los grados de confianza, y generar esquemas para la canalización de recursos. Intereses comunes permiten generar una sola voz y se asienta la base para que ésta se fortalezca en el tiempo. Se trabaja en conjunto buscando alcanzar las metas individuales y colectivas; se genera sinergia. El camino hacia la convergencia no es sencillo y no todos los BM la han alcanzado, por lo que es necesario que los actores estén dispuestos a escuchar y dialogar. Existen coyunturas y realidades sociopolíticas como la orientación del gobierno central y situaciones de incertidumbre ciudadana por crisis de gobernabilidad, las cuales están fuera del control de los BM y dificultan el acercamiento entre actores. En estas situaciones, es clave la restitución de la confianza.

Desarrollar liderazgos locales y empoderar a las bases son claves para la sostenibilidad del proceso. Se identifican aquellos BM que fueron promovidos desde el gobierno central y apoyados en la gestión administrativa y financiera, y que actualmente ya no cuentan con dicho apoyo. En estos casos, los actores proponen recuperar la institucionalidad desde una base social que esté dispuesta a asumir estas tareas. Por otro lado, se tiene aquellos BM que se sustentan en actores locales empoderados, y que han asumido el liderazgo a falta de un apoyo externo financiero. Éstos, no están a la expectativa de un apoyo financiero ni administrativo y consideran que, de tenerlo, la visión del BM cambiaría.

Mantener la neutralidad en el proceso de toma de decisiones favorece el sentido de apropiación de la plataforma por parte de los actores no gubernamentales.

De acuerdo con los testimonios, BM es uno de los pocos o tal vez el único foro neutro que existe en los paisajes. Mantener dicha imparcialidad es fundamental para que el proceso siga siendo atractivo para los actores. En lugares donde el Estado ha tenido poca presencia o donde su presencia no es bien recibida por los habitantes, la población tiene recelo de participar en los espacios de concertación y toma de decisiones promovidos por el gobierno. Sin embargo, cuando el foro se visibiliza desde la sociedad civil, tiene más probabilidad de ser acogido por ésta. En BM donde el gobierno había diseñado una estructura gubernamental de apoyo temporal administrativo y financiero a la institucionalidad de las plataformas, cuando cesa esta ayuda, los actores de la sociedad civil empezaron a asumir de manera más comprometida la conducción del BM y las tareas administrativas y de búsqueda de financiamiento. Además, se encontraron con el reto de difundir el concepto y desligarlo de la figura gubernamental que había tenido, pues resultaba perjudicial para atraer a más actores. Los BM reconocen que la participación del gobierno central o local es importante, pero no pueden dejar todo en ellos, hay que encontrar el balance. Tanto a nivel de la toma de decisiones como de la gestión.

Tres pasos consecutivos: liderar, empoderar y acompañar. Todos los BM surgen por la intervención de una persona, organización o grupo gestor que conoce la iniciativa, se convence de ella y decide promoverla en su paisaje. Ellos se convierten en los principales promotores del BM, pero con los años sus prioridades profesionales y personales cambian, ocasionando que dediquen menos tiempo a esta tarea. Aunque todavía no han encontrado la mejor estrategia para el recambio de personas, los BM están dando ese paso y saben que deben dejar emerger más liderazgos que asuman la promoción y conducción del BM.

El desarrollo sustentable se logra con el compromiso real de la gente que cotidianamente está en contacto con sus recursos naturales. Los impactos de los BM en torno a la implementación de prácticas productivas más sostenibles y que permitan la conservación de los recursos naturales, se alcanza en la medida que los beneficiarios se comprometen con las acciones y reconocen que dichos cambios son beneficiosos y responden al compromiso adquirido. Pero el compromiso, no solo de los beneficiarios sino también de otros actores, es posible si los BM son capaces de visibilizar los diversos beneficios y los costos de su obtención a los “stakeholders” relacionados con los recursos naturales de interés. Este aprendizaje retroalimenta el mismo concepto de Bosque Modelo, en el cual se trabaja desde y hacia una visión común de desarrollo sostenible.

De la gestión de los Bosques Modelo

La gestión del proceso descansa en las personas. Todos los BM que alguna vez tuvieron siquiera una persona dedicada a tiempo completo a la gestión de sus plataformas, aseguran que aquel tiempo pasado fue más activo. Tener una persona o un equipo de trabajo convocando y articulando constantemente a los socios, buscando fuentes de financiamiento, licitando proyectos, haciendo seguimiento a las acciones, monitoreando logros, entre otros, contribuye a mejorar la gestión de los BM.

Buscar la autosuficiencia en la gestión administrativa y financiera. Para los BM ha quedado demostrado que no se debe depender administrativa ni financieramente de una de las partes, principalmente del gobierno. Desde el inicio de la iniciativa se han repetido casos de BM que contaban con este tipo de apoyo de parte de los gobiernos de sus países (BM de Canadá, Chile, Argentina) y que, tras la decisión de retirar los recursos, se han visto inmersos en un periodo de crisis e incertidumbre. La búsqueda de recursos humanos y financieros es un desafío constante para los BM, sin embargo, ha quedado claro que ellos deben diversificarse.

Difundir el concepto y el proceso desde el grupo gestor hasta el interior de las organizaciones. Una dificultad permanente en los BM ha sido difundir e interiorizar el concepto hacia dentro de las organizaciones. Existe una tendencia a que el compromiso sea solo de las personas que representan a la organización en las plataformas, mientras que el involucramiento de las organizaciones como personas jurídicas es más débil o en ocasiones no se da. Esta dificultad aletarga y desgasta los procesos de BM, además de retrasar la consolidación de su institucionalidad. Si un representante se desvincula de la organización, el grupo gestor deberá volver a convocarla y solicitar un nuevo representante.

Planificar de acuerdo con los recursos disponibles. El planeamiento estratégico y operativo es una herramienta fundamental, pero debe ser diseñada de manera realista, considerando los recursos disponibles. A partir de que los BM empezaron a verse limitados de recursos humanos y financieros, también se vieron limitados en la cantidad de acciones y proyectos a ejecutar. Para evitar la frustración y mantener metas alcanzables ahora planifican de manera más precisa, poniendo sobre la mesa los compromisos y posibilidades de ejecución de los actores.

Reflexión

Existen varios modelos de gobernanza forestal territorial con enfoques diferentes, así tenemos las Reservas de Biósfera con un marcado enfoque en la conservación, Corredores Biológicos que procura unir dos áreas protegidas permitiendo la conectividad entre las mismas, Gestión de Cuencas que tiene el agua como factor aglutinador. En el caso de los Bosques Modelo, es la misma población local quien define su enfoque siendo complementaria a los modelos de gestión antes mencionados, por tanto, no compiten con ningún esquema de gobernanza existente. Existen muchos Bosques Modelo en donde en su área de incidencia se tienen Reservas de Biósferas, Corredores Biológicos y grupos gestores de Cuencas.

A nivel de red el aspecto tal vez más destacado es el intercambio horizontal entre Bosques Modelo, aspecto que poco se da en otros modelos de gestión territorial. Mayor información de los Bosques Modelo se puede encontrar en la página web de la Red Internacional de Bosques Modelo (www.imfn.net) o en la página web de la RLABM (www.bosquesmodelo.net).

Bibliografía

- Corrales, O; Carrera, F; Campos, J. 2005. El bosque modelo: una plataforma territorial para la aplicación del enfoque ecosistémico. Recursos naturales y ambiente. 45: 6-12.
- Dumet, Z. 2011. Desarrollo de una propuesta de estándar de evaluación y monitoreo de los principios y lineamientos estratégicos de Bosques Modelo. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 106 p.
- Durán, L. 2010. Estrategias y mecanismos para la gobernanza de los recursos naturales en los Bosques Modelo Prince Albert (Canadá), Reventazón (Costa Rica) y Araucarias del Alto Malleco (Chile). Turrialba, Costa Rica, CATIE. 155 p.
- García, A; Campos, JJ; Villalobos, R; Jiménez, F; Solórzano, R. 2005. Enfoques de manejo de recursos naturales a escala de paisaje: convergencia hacia un enfoque ecosistémico. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 55 p. (Serie Técnica. Informe Técnico No. 340. Gestión Integrada de Recursos Naturales a escala de Paisaje. Publicación No. 1).
- RIABM (Red Iberoamericana de Bosques Modelo). 2014. Bosques Modelo: espacios para la gestión territorial (en línea). Consultado 12 oct. nov. 2018. Disponible en <http://www.bosquesmodelo.net/wp-content/uploads/2014/07/Gestion-territorial.pdf>
- RIABM (Red Iberoamericana de Bosques Modelo). 2018. ¿Qué es la RIABM? (en línea). Consultado 12 oct. 2018. Disponible en <http://www.bosquesmodelo.net/que-es-la-riabm/>
- RIBM (Red Internacional de Bosques Modelo). 2009. Historia de la RIBM (en línea). Consultado 15 nov. 2018. Disponible en <http://ribm.net/la-red-internacional-de-bosques-modelo>
- RLABM (Red Latinoamericana de Bosques Modelo). 2023. Plan Estratégico 2023-2027.
- Rojas, C. Análisis de situación e identificación de impactos de los Bosques Modelo de la Red Latinoamericana de Bosques Modelo. Trabajo de Graduación Maestría en Prácticas del Desarrollo. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 40 p. Disponible en: <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/9131>
- SRIBM (Secretaría de la Red Internacional de Bosques Modelo). 2008a. Guía de desarrollo de bosques modelo. Canadá. 30 p.
- SRIBM (Secretaría de la Red Internacional de Bosques Modelo). 2008b. Guía para la estructura de gobierno de un Bosque Modelo. Canadá. 18 p.
- SRIBM (Secretaría de la Red Internacional de Bosques Modelo). 2023. SRIBM. Obtenido de <https://ribm.net/>



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



Tel. + (506) 2558-2000



comunica@catie.ac.cr



Sede Central, CATIE
Cartago, Turrialba, 30501
Costa Rica