

# De la parcela al paisaje: restauración forestal en los Andes ecuatorianos

Teodoro Bustamante y Jorje I. Zalles,  
coordinadores



© 2020 FLACSO Ecuador  
Junio de 2020

Cuidado de la edición: Editorial FLACSO Ecuador

ISBN FLACSO: 978-9978-67-532-8 (pdf)  
<https://doi.org/10.46546/20203savia>

FLACSO Ecuador  
La Pradera E7-174 y Diego de Almagro, Quito-Ecuador  
Telf.: (593-2) 294 6800 Fax: (593-2) 294 6803  
[www.flacso.edu.ec](http://www.flacso.edu.ec)

---

De la parcela al paisaje : restauración forestal en los Andes  
ecuatorianos / coordinado por Teodoro Bustamante y  
Jorje I. Zalles. Quito : Editorial FLACSO Ecuador. 2020

xii, 225 páginas : cuadros, figuras, mapas, tablas. - (Serie SAVIA)

Bibliografía : p. 218-220

ISBN: 9789978675328 (pdf)

GESTIÓN FORESTAL ; PROTECCIÓN FORESTAL ; RE-  
CURSOS FORESTALES ; USO DE LA TIERRA ; ESTUDIOS  
SOCIOAMBIENTALES ; GRUPOS ÉTNICOS ; BOSQUES  
ANDINOS ; ECUADOR ; I. BUSTAMANTE, TEODORO,  
EDITOR. II. ZALLES, JORJE I., EDITOR.

333.75153 - CDD

---

# Índice de contenidos

Agradecimientos .....	VII
Siglas y abreviaturas .....	IX
Introducción .....	1
<i>Teodoro Bustamante y Jorge I. Zalles</i>	
<b>Reforestación con especies nativas y exóticas: caso del valle de San Francisco, Zamora Chinchipe</b> .....	16
<i>Ximena Palomeque, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Bernd Stimm, Nikolay Aguirre y Michael Weber</i>	
<b>Superar las barreras para la revegetación a gran escala: estudio en el sur de Ecuador</b> .....	37
<i>Antonio Crespo y Diana Inga</i>	
<b>La restauración forestal como patrón de uso de suelo: turismo de naturaleza en Mindo</b> .....	68
<i>Jorge I. Zalles</i>	
<b>Dinámicas socioambientales del manejo de bosques: caso de la parroquia Cosanga, provincia de Napo</b> .....	97
<i>Sara María Gómez de la Torre Arias</i>	

<b>Restauración de paisajes para favorecer la conectividad entre áreas protegidas: el caso del Corredor Ecológico Llanganates-Sangay</b> .....	117
<i>Jorge Rivas</i>	
<b>Manejo y restauración en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras</b> .....	137
<i>Ian Cummins</i>	
<b>Restauración de bosques andinos en el noroccidente de Pichincha: implicaciones para la gobernanza</b> .....	165
<i>Manuel Peralvo, María Fernanda López, Nina Duarte e Inty Arcos</i>	
<b>Fondos de agua: una oportunidad de sostenibilidad para la restauración de bosques andinos</b> .....	198
<i>Silvia Benítez-Ponce</i>	
<b>Autoras y autores</b> .....	216



# Ilustraciones

## Cuadros

3.1. Noroccidente de Pichincha: comparación de datos parroquiales . . . . .	88
5.1. Uso actual del suelo del CELS por parroquias . . . . .	121
5.2. Acciones de restauración en el CELS (2012-2013) . . . . .	131
5.3. Acciones de restauración en el CELS (2014) . . . . .	131

---

## Figuras

1.1. Supervivencia (%) de las especies nativas . . . . .	23
1.2. Crecimiento en altura (cm) de las especies nativas . . . . .	24
1.3. Supervivencia (%) de las especies exóticas . . . . .	25
1.4. Crecimiento en altura (cm) de las especies exóticas . . . . .	26
2.1. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros en siembras directas . . . . .	50
2.2. Experimento de mantillo del suelo en siembras directas. . . . .	52
2.3. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros . . . . .	54
2.4. Experimento de mantillo del suelo . . . . .	55
3.1. Mapa cognitivo de variables decisorias para restauración forestal en Míndo. . . . .	76
7.1. Sistema socioecológico y gobernanza en el marco de estrategias de restauración . . . . .	168
7.2. Roles y actores principales en la coordinación e implementación del PRF . . . . .	183

**Mapas**

1.1. Experimento de reforestación con especies nativas y exóticas en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe . . . . .	19
2.1. Valle del río Pamar . . . . .	40
3.1. Cambios en cobertura forestal, noroccidente de Pichincha (1990-2014) . . . . .	87
5.1. Ubicación del Corredor Ecológico Llanganates Sangay . . . . .	120
5.2. Análisis multitemporal del CELS. . . . .	126
7.1. Territorio de la Mancomunidad del Chocó Andino . . . . .	170

**Tablas**

1.1. Características de especies utilizadas en la reforestación en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe . . . . .	21
2.1. Árboles nativos del valle del río Pamar según categoría, familia y especie . . . . .	42
6.1. Especies seleccionadas para la siembra en plantaciones mixtas . . . . .	150
6.2. Principales indicadores del proyecto . . . . .	158
7.1. Cobertura y uso de la tierra en la MCA . . . . .	170
7.2. Resumen de implementación de convenios firmados con el PRF en cinco parroquias de la MCA . . . . .	173
7.3. Categorías y códigos relacionados con el entendimiento de manejo sostenible y restauración . . . . .	176
7.4. Categorías y códigos relacionados con los problemas y éxitos de la implementación del PRF . . . . .	178
7.5. Categorías y códigos relacionados con la participación futura en iniciativas de restauración . . . . .	185
7.6. Tamaño y remanencia promedios de bosque en predios en el rango de áreas entre 5 y 250 ha en las seis parroquias de la MCA pertenecientes al DMQ . . . . .	189
8.1. Fuentes de financiamiento para 32 fondos de agua en América Latina y el Caribe . . . . .	208

# Agradecimientos

Este libro no hubiera sido posible sin los esfuerzos de incontables personas activamente involucradas en el estudio y la práctica de la restauración forestal, ante todo, aquellas que gentilmente dieron de su tiempo para ser entrevistadas o que, de alguna otra manera, facilitaron el trabajo de campo de autores y autoras de este libro. Sepan que, a través de esta publicación, sus esfuerzos en pro de los bosques se multiplican.

Es menester agradecer al Departamento de Desarrollo, Ambiente y Territorio de FLACSO Ecuador, en especial a su programa de Maestría en Estudios Socioambientales, de donde surge la inquietud académica hoy plasmada en esta publicación.

Los coordinadores agradecen a autores y autoras de los diversos capítulos que conforman esta obra, y a sus respectivas organizaciones. Comunicar resultados y avances de manera escrita es una tarea que requiere gran dedicación. Su esfuerzo y apertura han dado fruto a esta importante contribución al conocimiento sobre la restauración forestal en nuestro país y, en general, en los Andes. Estamos seguros de que sus textos aportarán a las futuras prácticas e investigaciones sobre este tema.

Agradecemos también a los organizadores del II Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje, llevado a cabo entre el 17 y el 20 de octubre de 2018, en Cuenca, donde se presentaron algunos avances preliminares de este libro.

## Agradecimientos

Finalmente, por su constante apoyo durante la elaboración de este libro dejamos sentado nuestro agradecimiento al equipo editorial de FLACSO Ecuador: María Cuvi, Nadesha Montalvo, Mauricio Montenegro, Antonio Mena y Shiti Rivadeneira.

Teorodo Bustamante y Jorje I. Zalles  
Coordinadores

## Siglas y abreviaturas

Asacapum	Asociación Casa del Puma
BID	Banco Interamericano de Desarrollo
BPMN	Bosque Protector Mindo-Nambillo
CELS	Corredor Ecológico Llanganates Sangay
CESA	Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas
COA	Código Orgánico del Ambiente
Condesan	Consortio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina
Cootad	Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización
DMQ	Distrito Metropolitano de Quito
FAO	Food and Agriculture Organization (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura)
FMAM	Fondo para el Medio Ambiente Mundial
Fonag	Fondo para la Protección del Agua
Fonapa	Fondo para la Conservación de la Cuenca del Río Paute
Foragua	Fondo Regional del Agua
FRA	Fondo Rotativo Agroforestal
Funan	Fundación Antisana
GAD	Gobierno Autónomo Descentralizado
GCF	Green Climate Fund (Fondo Verde para el Clima)
Ierac	Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización

## Siglas y abreviaturas

IGM	Instituto Geográfico Militar
IKI	International Climate Initiative (Iniciativa Internacional de Protección del Clima)
INDA	Instituto Nacional de Desarrollo Agrario
INEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos
MAE	Ministerio del Ambiente de Ecuador
MCA	Mancomunidad del Chocó Andino
PKR	Pueblo Kichwa Rukullacta
PNRF	Plan Nacional de Restauración Forestal
PRF	Programa de Restauración Forestal
PSB	Programa Socio Bosque
REA	Reserva Ecológica Antisana
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
TNC	The Nature Conservancy
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
WWF	World Wildlife Fund (Fondo Mundial para la Naturaleza)

# Introducción

Teodoro Bustamante y Jorje I. Zalles

Desde las estribaciones andinas hasta la línea de páramo, los bosques montañosos del Ecuador dan forma a diversos ecosistemas cuyos valores ambiental y social son difíciles de aproximar. Los bosques andinos, en general, son ampliamente reconocidos por su insigne biodiversidad. Solo en términos de endemismo, por ejemplo, los Andes tropicales concentran 6,7 % y 5,7 %, respectivamente, de las especies endémicas de plantas y vertebrados del mundo (Myers et al. 2000). Además, los bosques montañosos son irremplazable fuente de sustento humano para comunidades tanto rurales como urbanas a lo largo de la cordillera, porque proporcionan bienes y servicios ambientales de diversa índole. Solo en las montañas occidentales de Loja, por ejemplo, en bosques húmedos ubicados entre los 900 y 1900 msnm, se registran 165 especies de plantas nativas que los pobladores locales utilizan de 237 diferentes maneras diferentes (Kvist, Aguirre y Sánchez 2006).

Las ecorregiones de bosque andino presentes en el Ecuador demuestran índices relativamente altos de transformación antropogénica como resultado de pérdida y fragmentación de hábitat nativo. En la actualidad, las principales amenazas que los bosques montañosos del Ecuador enfrentan están relacionadas con la deforestación y el cambio en uso de suelo para fines agrícolas o ganaderos (Tejedor Garavito et al. 2012). Entre 2000 y 2008, se calculó una tasa anual de deforestación de 0,6 % para los ecosistemas forestales andino húmedo y altoandino húmedo del país (Sierra 2013). Más puntualmente, un estudio con base en detección remota calculó una tasa anual de deforestación desde 1995 de 0,6 a 0,9 % en 300 km<sup>2</sup> ubicados entre las ciudades de Loja y Zamora (Goerner, Gloaguen y Makeschin 2007).

Afortunadamente, en Ecuador los bosques montanos se encuentran bien representados en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), especialmente en los flancos externos de la cordillera (particularmente en la Oriental), donde las marginalidades económica y demográfica de esos territorios, entre otros factores, facilitaron crear grandes espacios nominalmente dedicados a la conservación durante la segunda mitad del siglo pasado (Bustamante 2016). Sin embargo, las estrategias de conservación con base en áreas protegidas enfrentan tres tipos de limitaciones: obstáculos a la eficacia, cuestionamientos de viabilidad ecológica y críticas al modelo subyacente.

En primer lugar, las áreas protegidas se encuentran limitadas tanto en términos de su gestión y del cumplimiento de sus objetivos de conservación (Hockings et al. 2006; Belle et al. 2018), como por las restricciones de cobertura que tiene el conjunto de áreas protegidas posibles (Rodrigues et al. 2004; Mulongoy y Chape 2004).

En segundo lugar, dado que las áreas protegidas representan unidades espaciales vinculadas ecológicamente a superficies de mayor envergadura, hay quienes se preguntan si de verdad garantizan la permanencia a futuro de los procesos biológicos y evolutivos (Hansen y DeFries 2007; Gaston et al. 2008), en especial frente a los actuales procesos de cambio global y bajo las previsiones de cambio climático con sus inevitables alteraciones a las dinámicas planetarias actuales (Barber, Miller y Boness 2004). En otras palabras, se cuestiona si las áreas protegidas ofrecen verdadera protección frente a las alternaciones ambientales que tienen lugar fuera de sus límites.

Finalmente, las críticas al modelo subyacente examinan las raíces conceptuales de esta forma de conservación como producto de la Modernidad. Se impugnan las premisas intelectuales que justifican una visión excluyente y segregada del uso del suelo para crear superficies dedicadas a lo silvestre a expensas de lo humano, sin considerar las relaciones de poder inherentes a lo social, ni los imperativos económicos de un mundo capitalista (Escobar 1994; Leff 1998; Büscher 2009).

Ante estas limitaciones, y tomando en cuenta las superficies que no gozan de algún tipo de protección, salvaguardar lo silvestre claramente requiere de



esfuerzos adicionales a crear y manejar áreas protegidas. Además del énfasis tradicional de la conservación en preservar lo existente en estado natural, se necesitan mecanismos para recuperar ecosistemas que ya hayan sufrido alteraciones perjudiciales, o que las podrían experimentar a futuro. Con ese propósito surgió, a fines de la década de los ochenta, la restauración ecológica como disciplina científica (Young 2000). En general, esta se define como “el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (McDonald et al. 2016, 9); cuando el ecosistema en cuestión es terrestre y su vegetación natural es de tipo boscoso, se habla de restauración de paisajes forestales, o simplemente, restauración forestal (Sabogal, Besacier y McGuire 2015). El propósito de este libro es aportar a los esfuerzos de restauración forestal en los Andes ecuatorianos mediante la difusión de estudios e intervenciones realizados para recuperar cobertura boscosa en distintos paisajes de la cordillera.

Con el fin de aumentar la extensión, calidad y conectividad de cobertura boscosa, en la restauración forestal se requiere considerar aspectos tanto ambientales como sociales. Ambientales porque las particularidades ecológicas de cada localidad y los distintos tipos de formación forestal restringen el universo de intervenciones adecuadas para la restauración, según el caso; biológicamente hablando, lo que funciona en un lugar puede no servir en otro. Aspectos sociales porque aun en casos donde se encuentra la fórmula biológica idónea, es necesario aumentar la escala espacial de su aplicación. En otras palabras, para que la restauración forestal sea efectiva se requiere pasar de la parcela de prueba al paisaje de interés.

He aquí el marco conceptual que da estructura a esta obra: la restauración forestal se fundamenta en la aplicación de dos esferas complementarias de conocimiento. En primer lugar, el conocimiento ambiental que, a través de líneas base, marcos experimentales y monitoreo a largo plazo, informa sobre aquello que es realizable. En segundo lugar, el conocimiento social, que habilita la aplicación de técnicas de restauración en grandes superficies mediante la descripción y análisis de contextos de toma de decisiones sobre la relación humano-naturaleza. La primera parte del libro aborda aspectos ambientales de la restauración forestal, mientras que la segunda discute aspectos sociales relacionados con su escalada hacia el nivel de paisaje.

Para que la restauración forestal tenga posibilidad alguna de éxito debe basarse en conocimientos biológicos apropiados al ecosistema que se espera recuperar. En cuanto a restauración activa, por ejemplo, es necesario saber qué árboles se deben o pueden plantar en una localidad determinada (Gálvez, Ordoñez y Bussmann 2003; Bare y Ashton 2016); a la vez, hay que entender cómo manejar todo el ciclo de vida de dichas especies, desde la recolección y germinación de semillas (Palomeque et al. 2017), pasando por técnicas de producción y siembra de plántulas (Cole et al. 2011), hasta su cuidado y supervivencia (Suárez Duque 2008). Con respecto a la restauración pasiva, es fundamental comprender las dinámicas sucesionales locales, es decir, los patrones naturales de revegetación luego de perturbación ambiental (Dislich et al. 2009; González et al. 2011; Torres et al. 2012), y los factores ecológicos que inhiben el resurgimiento de cobertura forestal nativa (Sarmiento 1997; Holl et al. 2000). En ambos casos, también es importante establecer parámetros de referencia, tanto bióticos como abióticos, que permitan caracterizar la dinámica forestal, tales como tasas de reclutamiento, dispersión de semillas, fenología, interacciones simbióticas, calidad de suelo, balances hídricos y respuestas climáticas, entre otros múltiples factores (Beck et al. 2008; Gradstein, Homeier y Gansert 2008).

Los capítulos de la primera parte constituyen un aporte a esta esfera del conocimiento. Ximena Palomeque, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Bernd Stimm, Nikolay Aguirre y Michael Weber (capítulo 1) presentan la importante temática de selección de especies para esfuerzos de restauración activa. Antes de intentar sembrar árboles en una localidad, es menester saber cuáles especies son adecuadas para las circunstancias: según sus aptitudes ecológicas particulares, diferentes tipos de árboles tienen mayor probabilidad de establecerse que otros en una situación dada. Gran parte de la reforestación en los paisajes andinos del Ecuador se ha realizado con especies exóticas, en especial *Pinus* y *Eucalyptus*. Esta decisión ha obedecido a la falta de conocimiento sobre condiciones ecológicas favorables para especies arbóreas nativas, entre otras razones. Los autores informan sobre un monitoreo por cinco años de supervivencia y crecimiento de ocho especies de árboles (seis nativas y dos exóticas) sembradas en parcelas puras, la mitad de ellas sujetas a remoción de vegetación competitiva, establecidas

en tres diferentes tipos de cobertura vegetal en las montañas de Zamora Chinchipe. Los resultados indican gran variabilidad en la respuesta de especies nativas ante el grado de perturbación inicial de la parcela, aunque no se registró un efecto diferenciado a raíz de los distintos tratamientos de remoción de vegetación competitiva, lo cual tiene implicaciones de importancia en cuanto al costo de la reforestación.

Independientemente de las especies seleccionadas para una restauración activa, la germinación exitosa de semillas y el subsiguiente cuidado y siembra de las plántulas resultantes constituyen un paso crítico para establecer árboles nuevos. Esta fase inicial de una restauración activa, por lo general, utiliza la técnica de viveros forestales, con el transporte de plántulas de cierta edad hacia los sitios de intervención. Antonio Crespo y Diana Inga (capítulo 2) discuten acerca de una técnica alternativa denominada siembra directa, en la cual las semillas son colocadas de forma directa en el suelo a ser restaurado, donde se espera que germinen y crezcan. Los autores describen la emergencia, supervivencia y crecimiento de cinco especies de árboles nativos a seis y doce meses de su siembra directa en terrenos degradados en la provincia de Azuay. Ellos analizan las respuestas diferenciadas a dos tratamientos experimentales: uno en relación con el control de herbivoría y otro asociado a la protección mediante uso de una cobertura de suelo o mantillo. Los resultados señalan que la siembra directa es una técnica de restauración activa apropiada a nivel local; a la vez, indican que la principal barrera ecológica para el establecimiento exitoso de las especies estudiadas es la presión ejercida por herbívoros.

Ya sea que provenga de un marco epistemológico moderno, como en los casos anteriores, o del conocimiento ecológico local (Uprety et al. 2012), contar con información biológica adecuada no es suficiente cuando el propósito es la recuperación de bosques a gran escala. Muy a menudo, el conocimiento ambiental necesario para la restauración forestal adolece de aplicación geográfica limitada: los sitios de estudio o predios donde se aplica restauración suelen constituir casos puntuales en cuanto a su extensión espacial. Es aquí donde generar y aplicar conocimiento social se vuelve imprescindible: en la disseminación y adopción de aquellas técnicas de restauración que ya han sido probadas en un lugar específico sobre paisajes enteros.

Al igual que la deforestación, la restauración forestal es un fenómeno que, en esencia, responde a decisiones individuales y colectivas sobre uso de suelo, tomadas dentro de un marco institucional particular (Ostrom 2007, 2011) y en el seno de un determinado entorno socioeconómico y ambiental que condiciona los parámetros decisorios operantes (Lambin, Geist y Lepers 2003). La restauración de bosques representa una decisión de uso de suelo dirigida, es decir, tiene un propósito. Sin embargo, la recuperación de cobertura forestal también puede ser el resultado de acciones inintencionadas; el abandono agrícola es el principal ejemplo de ello (Rey Benayas et al. 2007). Por consiguiente, desde una perspectiva social, la restauración forestal se puede entender en términos de uso de suelo, ya que implica modificar coberturas existentes y, más específicamente, un cambio en uso de suelo. En definitiva, escalar la restauración forestal hacia paisaje implica comprender de qué manera se establecen y generalizan nuevas prácticas de uso de suelo en una situación determinada.

Los procesos de cambio en uso de suelo se pueden estudiar con base en la descripción de sus tres principales elementos constitutivos (Hersperger et al. 2010). En primer lugar, se encuentran los actores sociales que toman decisiones sobre aprovechar recursos naturales, es decir, los propietarios o usuarios de superficies que ejercen agencia sobre la cobertura de suelo. En segundo lugar, se tiene al entorno ambiental que está siendo modificado, el cual incluye los cambios en sí mismos y sus efectos ecológicos o impactos sociales. Finalmente, están las presiones socioambientales, conocidas como fuerzas motrices, que dan empuje y encarrilan la agencia humana en cierta dirección u otra. En el contexto de cambio de uso de suelo, dichas fuerzas han sido descritas como “procesos que influyen la trayectoria evolutiva de un paisaje” (Bürgi, Hersperger y Schneeberger 2005, 858). Para que la restauración forestal pueda sobrepasar los bordes de la parcela, es necesario entender tanto los procesos individuales de toma de decisión sobre uso de suelo como las fuerzas motrices que involucran dinámicas de cobertura boscosa en una región dada (Rudel, Bates y Machinguishi 2002; Lambin y Meyfroidt 2010).

Los capítulos de la segunda parte profundizan sobre esta línea de pensamiento. Para iniciar, Jorje I. Zalles (capítulo 3) analiza hasta qué punto

el turismo de naturaleza se puede considerar como fuerza motriz para la restauración forestal en una parroquia del noroccidente de Pichincha. Para tal efecto, plantea que la restauración forestal responde a tres instancias sociales cuya influencia sobre el cambio en uso de suelo opera de manera jerárquica, describiendo el proceso de toma de decisiones desde la causalidad próxima hasta la subyacente. En primera instancia se encuentran las decisiones personales de poseedores de tierra, cuyas motivaciones para emprender o no restauración deben ser establecidas. En segunda instancia se tiene el marco institucional, que origina una determinada estructura de incentivos comunitaria, es decir, da cuerpo a la red de consideraciones al momento de evaluar posibles usos de suelo. En tercera instancia se encuentra un contexto estructural dado, que establece límites y ofrece posibilidades frente a distintos tipos de uso de suelo. El autor propone que, desde una perspectiva social, los patrones de uso de suelo surgen de la operación conjunta de estas tres instancias: agencia personal, marco institucional y contexto estructural.

Además de fomentar prácticas de uso de suelo deseadas, propiciar la restauración forestal a escala de paisaje precisa contrarrestar factores que operan en su contra. La multiplicidad de fuerzas motrices que actúan sobre un paisaje, y guían las decisiones de uso de suelo de diversos actores involucrados, se conjugan en el tiempo y el espacio para dar lugar a dinámicas socioambientales que pueden o no ser favorables a la restauración forestal. En esta línea, Sara Gómez de la Torre (capítulo 4) describe el contexto de manejo de bosques en una parroquia de la provincia Napo, analizando la interacción entre modalidades de producción agropecuaria y esfuerzos, tanto privados como estatales, de conservación de áreas. La autora registra un aumento en la implementación de prácticas de manejo agropecuario favorables a la cobertura forestal. En gran medida, este giro se produce gracias a una influencia difusa de actores institucionales con interés en la conservación de bosques. Sus inversiones en el fortalecimiento paulatino de capital social local han redundado significativamente sobre las decisiones de uso de suelo en el área de estudio.

Por otro lado, Jorge Rivas (capítulo 5) detalla las estrategias empleadas por una organización sin fines de lucro para lograr restauración forestal a

escala de paisaje, en este caso para fortalecer la conectividad entre dos áreas protegidas en la cordillera Oriental. El autor realiza un análisis multitemporal de cambios en uso de suelo, que revela una pérdida neta en cobertura forestal mínima fruto de la restauración pasiva. Rivas demuestra la utilidad de integrar reflexiones sobre las fuerzas motrices aplicables durante la planificación y ejecución de intervenciones externas.

En muchos casos, los decisores sobre uso de suelo enfrentan obstáculos que no les permiten emprender acciones de restauración, aun a pesar de existir factores de agencia personal favorables, es decir, la motivación necesaria. Tal es el caso de las limitaciones financieras y transaccionales que afrontan los pequeños tenedores de tierra. Al describir el proyecto de una organización sin fines de lucro en las estribaciones andinas de la provincia de Napo, Ian Cummins (capítulo 6) discute diversos tipos de incentivos para la restauración forestal en pequeñas parcelas que son parte de tierras comunales. Este proyecto ensayó cuatro mecanismos a fin de propiciar la participación por parte de pequeños tenedores en la siembra de árboles: compensación directa, afiliación grupal para acceso a un programa de incentivos gubernamental, creación de un programa de microcrédito administrado localmente, e implementación de viveros forestales comunitarios para reducir los costos de aprovisionamiento de plántulas. Además de resaltar la importancia de arreglos institucionales horizontales como condición indispensable para el éxito de proyectos dirigidos por agentes externos a la comunidad, el autor destaca el peso de las consideraciones comerciales en las decisiones sobre restauración forestal que toman los pequeños tenedores de tierra.

A una escala de agregación social mayor, las intervenciones gubernamentales con fines de restauración forestal enfrentan sus propias barreras. La traducción de políticas públicas en programas concretos, es decir, en acciones de restauración efectivas, presenta dificultades características de la gobernanza ambiental, incluyendo restricciones legales y administrativas, la necesidad de balancear enfoques desde arriba con otros desde abajo, y la solución de problemas asociados a mecanismos de comando y control o de mercado (Guariguata y Brancalion 2014). Mediante el análisis de la implementación del Programa Nacional de Restauración Forestal en una

mancomunidad de parroquias en el noroccidente de Pichincha, Manuel Peralvo, María Fernanda López, Nina Duarte e Inty Arcos (capítulo 7) presentan lecciones aprendidas con respecto a la articulación de procesos que son planificados y ejecutados por instancias gubernamentales a diferentes escalas administrativas. Desde la participación local, pasando por la experiencia técnica de gobiernos seccionales, hasta la flexibilidad requerida por las agencias del gobierno central, los autores discuten cómo crear mecanismos de coordinación más integrados, en aras de facilitar procesos de restauración forestal a escala de paisaje. En particular, se resalta la necesidad de equilibrar las capacidades, objetivos y necesidades locales con los lineamientos y metas asociadas a una herramienta de política nacional.

Finalmente, una discusión sobre restauración forestal a escala de paisaje quedaría incompleta si no se mencionara lo que algunos consideran la mayor dificultad para implementar acciones tendientes a la recuperación de bosques en grandes superficies: el financiamiento (Brancalion et al. 2012). La restauración forestal implica gastos corrientes en insumos, asesoramiento técnico, compra de tierras, etc., al igual que costos de oportunidad, particularmente en el caso de restauración pasiva. Los flujos financieros deben ser cubiertos de alguna manera si se espera generar los usos de suelo deseados. Con un enfoque en la provisión de regulación hídrica, Silvia Benítez-Ponce (capítulo 8) ofrece una visión panorámica de un prometedor mecanismo para recaudar y colocar recursos financieros en restauración forestal, los denominados fondos de agua, cuya aplicación en Ecuador tiene ya un largo historial de éxito.

Los casos recopilados en este libro demuestran la variedad de enfoques bajo los cuales se pueden estudiar, planificar o ejecutar intervenciones de restauración forestal en los Andes ecuatorianos. Como queda planteado, la recuperación de cobertura boscosa en cualquier instancia requiere considerar factores y limitantes tanto ambientales como sociales. Para lograr impactos a escala de paisaje, además de aplicar conocimientos ecológicos apropiados para una localidad, los esfuerzos de restauración forestal deben ser contemplados como procesos de cambio de uso de suelo. Esperamos que esta compilación sirva para inspirar y alentar futuros esfuerzos dirigidos a recuperar bosques montañosos en nuestro bello y megadiverso país.

## Referencias

- Barber, Charles Víctor, Kenton R. Miller y Melissa Boness. 2004. *Securing Protected Areas in the Face of Global Change: Issues and Strategies*. Gland, Suiza: International Union for the Conservation of Nature.
- Bare, Matthew C., y Mark S. Ashton. 2016. "Growth of native tree species planted in montane reforestation projects in the Colombian and Ecuadorian Andes differs among site and species". *New Forests* 47 (3): 333-55. doi:10.1007/s11056-015-9519-z
- Beck, Erwin, Jörg Bendix, Ingrid Kottke, Franz Makeschin y Reinhard Mosandl, eds. 2008. *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador*. Ecological Studies 198. Berlín: Springer Berlin and Heidelberg.
- Belle, Elise, Naomi Kingston, Neil Burgess, Trevor Sandwith, Natasha Ali y Kathy MacKinnon. 2018. *Protected Planet Report 2018. Tracking progress towards global targets for protected areas*. Cambridge, Reino Unido; Gland, Suiza; y Washington D.C., EE. UU.: United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre-International Union for the Conservation of Nature-National Geographic Society.
- Brancalion, Pedro H. S., Ricardo A. G. Viani, Bernardo B. N. Strassburg y Ricardo R. Rodrigues. 2012. "Cómo financiar la restauración de los bosques tropicales". *Unasylva: Revista Internacional sobre Bosques y Actividades e Industrias Forestales* 63 (239): 41-50. <https://bit.ly/2lEKxtC>
- Bürgi, Matthias, Anna M. Hersperger y Nina Schneeberger. 2005. "Driving forces of landscape change: current and new directions". *Landscape Ecology* 19 (8): 857-68. doi:10.1007/s10980-004-0245-8
- Büscher, Bram. 2009. "Letters of Gold: Enabling Primitive Accumulation Through Neoliberal Conservation". *Human Geography* 2 (3): 91-93. <https://bit.ly/2zttwGA>
- Bustamante, Teodoro. 2016. *Historia de la conservación ambiental en Ecuador: Volcanes, tortugas, geólogos y políticos*. Quito: FLACSO Ecuador / Editorial Abya-Yala.



- Cole, Rebecca J., Karen D. Holl, C. L. Keene y Rakan A. Zahawi. 2011. "Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest". *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1590-597. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.038
- Dislich, Claudia, Sven Günter, Jürgen Homeier, Boris Schröder y Andreas Huth. 2009. "Simulating forest dynamics of a tropical montane forest in south Ecuador". *Erdkunde* 63 (4): 347-64. doi:10.3112/erdkunde.2009.04.05
- Escobar, Arturo. 1994. "El desarrollo sostenible: diálogo de discursos". *Revista Foro*, 23: 98-112.
- Gálvez, Jorge R., Oscar R. Ordoñez y Rainer W. Bussmann. 2003. "Estructura del bosque montano perturbado y no-perturbado en el Sur de Ecuador". *Lyonia: A Journal of Ecology and Application* 3 (1): 83-98. <https://bit.ly/2m2pPnS>
- Gaston, Kevin J., Sarah F. Jackson, Lisette Cantú-Salazar y Gabriela Cruz-Piñón. 2008. "The Ecological Performance of Protected Areas". *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 93-113. doi:10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173529
- Goerner, Anna, Richard Gloaguen y Franz Makeschin. 2007. "Monitoring of the Ecuadorian mountain rainforest with remote sensing". *Journal of Applied Remote Sensing* 1 (1): 1-12. doi:10.1117/1.2784111
- González, Wilmer, Luis D. Llambí, Julia K. Smith y Luis E. Gámez. 2011. "Dinámica sucesional del componente arbóreo en la zona de transición bosque-páramo en los Andes tropicales". *Ecotrópicos* 24 (1): 60-79. <https://bit.ly/2UF2HL7>
- Gradstein, S. Robbert, Jürgen Homeier y Dirk Gansert, eds. 2008. *The Tropical Mountain Forest: Patterns and Process in a Biodiversity Hotspot*. Biodiversity and Ecology Series 2. Göttingen, Alemania: Universitätsverlag Göttingen.
- Guariguata, Manuel R. y Pedro H. S. Brancalion. 2014. "Current Challenges and Perspectives for Governing Forest Restoration". *Forests* 5 (12): 3022-30. doi:10.3390/f5123022

- Hansen, Andrew J., y Ruth DeFries. 2007. “Ecological Mechanisms Linking Protected Areas to Surrounding Lands”. *Ecological Applications* 17 (4): 974-88. doi:10.1890/05-1098
- Hersperger, Anna M., Maria-Pia Gennaio, Peter H. Verburg y Matthias Bürgi. 2010. “Linking Land Change with Driving Forces and Actors: Four Conceptual Models”. *Ecology and Society* 15 (4). doi:10.5751/ES-03562-150401
- Hockings, Marc, Sue Stolton, Fiona Leverington, Nigel Dudley y José Courrau. 2006. *Evaluating Effectiveness: A framework for assessing management effectiveness of protected areas*. 2.ª ed. Gland, Suiza: International Union for the Conservation of Nature.
- Holl, Karen D., Michael E. Loik, Eleanor H. V. Lin e Ivan A. Samuels. 2000. “Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment”. *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 8 (4): 339-49. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Kvist, Lars Peter, Zhofre Aguirre y Orlando Sánchez. 2006. “Bosques montanos bajos occidentales en Ecuador y sus plantas útiles”. En *Botánica Económica de los Andes Centrales*, editado por Mónica Moraes R., Benjamin Øllgaard, Lars Peter Kvist, Finn Borchsenius y Henrik Balslev, 205-23. La Paz: Universidad Mayor de San Andrés.
- Lambin, Eric F., Helmut J. Geist y Erika Lepers. 2003. “Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions”. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 205-41. doi:10.1146/annurev.energy.28.050302.105459
- Lambin, Eric F., y Patrick Meyfroidt. 2010. “Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change”. *Land Use Policy* 27 (2): 108-18. doi:10.1016/j.landusepol.2009.09.003
- Leff, Enrique. 1998. *Saber ambiental: Sustentabilidad, racionalidad, complejidad, poder*. México D. F.: Siglo XXI Editores.
- McDonald, Tein, George D. Gann, Justin Jonson y Kingsley W. Dixon. 2016. *International Standards for the Practice of Ecological Restoration: Including Principles and Key Concepts*. Washington D. C.: Society for Ecological Restoration.

- Mulongoy, Kalemani Jo, y Stuart P. Chape. 2004. *Protected Areas and Biodiversity: An Overview of Key Issues*. Cambridge: United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre.
- Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. B. Da Fonseca y Jennifer Kent. 2000. “Biodiversity hotspots for conservation priorities”. *Nature* 403 (6772): 853-58. doi:10.1038/35002501
- Ostrom, Elinor. 2007. “Challenges and growth: the development of the interdisciplinary field of institutional analysis”. *Journal of Institutional Economics* 3 (3): 239-64. doi:10.1017/S1744137407000719
- 2011. “Background on the Institutional Analysis and Development Framework”. *The Policy Studies Journal* 39 (1): 7-27. doi:10.1111/j.1541-0072.2010.00394.x
- Palomeque, Ximena, Andrea Maza, Juan Pablo Ñamagua Uyaguari, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Michael Weber y Bernd Stimm. 2017. “Variabilidad intraespecífica en la calidad de semillas de especies forestales nativas en bosques montanos en el sur del Ecuador: Implicaciones para la restauración de bosques”. *Revista de Ciencias Ambientales (Tropical Journal of Environmental Sciences)* 51 (2): 52-72. doi:10.15359/rca.51-2.3
- Rey Benayas, José M., Ana Martins, José M. Nicolau y Jennifer J. Schulz. 2007. “Abandonment of agricultural land: An overview of drivers and consequences”. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2 (57): 1-14. doi:10.1079/PAVSNNR20072057
- Rodrigues, Ana S. L., H. Resit Akçakaya, Sandy J. Andelman, Mohamed I. Bakarr, Luigi Boitani, Thomas M. Brooks, Janice S. Chanson, Lincoln D. C. Fishpool, Gustavo A. B. Da Fonseca, Kevin J. Gaston, Michael Hoffmann, Pablo A. Marquet, John D. Pilgrim, Robert L. Pressey, Jan Schipper, Wes Sechrest, Simon N. Stuart, Les G. Underhill, Robert W. Waller, Matthew E. J. Watts y Xie Yan. 2004. “Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network”. *Bioscience* 54 (12): 1092-100. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2

- Rudel, Thomas K., Diane Bates y Rafael Machinguishi. 2002. "A Tropical Forest Transition? Agricultural Change, Out-Migration, and Secondary Forests in the Ecuadorian Amazon". *Annals of the Association of American Geographers* 92 (1): 87-102. doi:10.1111/1467-8306.00281
- Sabogal, César, Cristophe Besacier y Douglas McGuire. 2015. "Restauración de bosques y paisajes: Conceptos, enfoques y desafíos que plantea su ejecución". *Unasylva: Revista Internacional sobre Bosques y Actividades e Industrias Forestales* 66 (3): 3-10. <https://bit.ly/1XQcf0o>
- Sarmiento, Fausto O. 1997. "Arrested succession in pastures hinders regeneration of Tropicandean forests and shreds mountain landscapes". *Environmental Conservation* 24 (1): 14-23. doi:10.1017/S0376892997000052
- Sierra, Rodrigo. 2013. *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010: Y un acercamiento a los próximos 10 años*. Quito: Conservación Internacional Ecuador / Forest Trends.
- Suárez Duque, David. 2008. "Formación de un corredor de hábitat de un bosque montano alto en un mosaico de páramo en el norte del Ecuador". *Ecología Aplicada* 7 (1-2): 9-15. doi:10.21704/rea.v7i1-2.354
- Tejedor Garavito, Natalia, Esteban Álvarez, Sandra Arango Caro, Alejandro Araujo Murakami, Cecilia Blundo, Tatiana E. Boza Espinoza, María de los Angeles La Torre Cuadros, Juan Gaviria, Néstor Gutiérrez, Peter M. Jørgensen, Blanca León, René López Camacho, Lucio Malizia, Betty Millán, Mónica Moraes, Silvia Pacheco, José M. Rey Benayas, Carlos Reynel, Martín Timaná de la Flor, Carmen Ulloa Ulloa, Omar Vacas Cruz y Adrian Christopher Newton. 2012. "Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales". *Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente* 21 (1-2): 148-166. <https://bit.ly/2MLKs3U>
- Torres, Alba Marina, Juan Bautista Adarve, Mariana Cárdenas, Jhon Alexander Vargas, Viviana Londoño, Katherine Rivera, Johan Home, Olga Lucía Duque y Ángela María González. 2012. "Dinámica sucesional de un fragmento de bosque seco tropical del Valle del Cauca, Colombia". *Biota Colombiana* 13 (2): 66-85. doi:10.21068/bc.v13i2.263

- Uprety, Yadav, Hugo Asselin, Yves Bergeron, Frédérik Doyon y Jean-François Boucher. 2012. "Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and applications". *Écoscience* 19 (3): 225-37. doi:10.2980/19-3-3530
- Young, Truman P. 2000. "Restoration ecology and conservation biology". *Biological Conservation* 92 (1): 73-83. doi:10.1016/S0006-3207(99)00057-9

# Reforestación con especies nativas y exóticas: caso del valle de San Francisco, Zamora Chinchipe

Ximena Palomeque, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Bernd Stimm, Nikolay Aguirre y Michael Weber

La principal causa de deforestación es convertir tierras forestales en zonas de agricultura y ganadería (FAO 2018). Entre 1990 y 2015, la superficie forestal mundial se ha reducido a 129 millones de hectáreas (FAO 2016). Sierra (2013) menciona que entre 1990 y 2008 el Ecuador perdió cerca de 19 000 km<sup>2</sup> de bosque natural; las mayores pérdidas, de aproximadamente el 70 %, se dieron en la década de los noventa, con una deforestación anual neta promedio de 1291,5 km<sup>2</sup>. Las principales actividades antrópicas que ejercen presión sobre los ecosistemas andinos son el desbroce y la quema para establecer pastos, en algunos casos, de especies exóticas (Ortega-Pieck et al. 2011). Una vez que estas tierras pierden su productividad son abandonadas, lo cual sugiere que se deben implementar actividades de restauración (Knoke et al. 2014).

Ecuador ha emprendido programas ambiciosos al respecto, por ejemplo, el Plan Nacional de Restauración Forestal (2014-2017) (MAE 2014). A nivel internacional, el país participa en iniciativas mundiales como el Desafío de Bonn, cuya meta es restaurar 150 millones de hectáreas para 2020 y 350 millones para 2030. Dichos programas tienen un beneficio en la población local, pues se mejoran el bienestar y los medios de vida a partir de una recuperación de la función del ecosistema (Erbaugh y Oldekop 2018). Sin embargo, a pesar de la riqueza florística de especies arbóreas nativas con potencial para la restauración activa (reforestación), los paisajes intervenidos se encuentran dominados por especies exóticas.

Históricamente, en los Andes australes de Ecuador se han desarrollado actividades de conservación y reforestación por parte de varias entidades gubernamentales domiciliadas localmente, por ejemplo, el Centro de Reconversión Económica del Azuay, Cañar y Morona Santiago (CREA) y el Programa para el Desarrollo Regional de Sur (Predesur), que han contado con el apoyo de organizaciones no gubernamentales (Raberg y Rudel 2007). Para la reforestación, generalmente se han utilizado especies exóticas, como *Pinus radiata*, *P. patula*, *Eucalyptus globulus*, *E. grandis* y *E. saligna*; también se han usado especies nativas, aunque en número limitado. A manera de ejemplo, para 1981, la Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas (CESA) ejecutó un programa de reforestación, en el que destacó la importancia de generar conocimiento de especies nativas (*Buddleja incana*, *Oreopanax spp.*, *Polylepis spp.*, *Gynoxis spp.*, entre otras), enfocándose tanto en sus formas de propagación como en establecer plantaciones piloto (CESA 1992). Por otro lado, Bare y Ashton (2016) identificaron que la especie forestal más utilizada en los proyectos de restauración en la región andina en países como Ecuador y Colombia es *Alnus acuminata* (aliso), que se caracteriza por ser de rápido crecimiento, sobrevivir en sitios degradados y ser capaz de fijar nitrógeno en el suelo debido a su asociación con el actinomiceto *Frankia* (Cavelier 1995) y las ectomicorrizas (Becerra et al. 2009).

Los aspectos a considerar para decidir entre restauración activa (reforestación) y pasiva (regeneración natural) incluyen el grado de degradación, la tasa intrínseca de recuperación y el contexto de paisaje (Holl y Aide 2011). En cuanto a la restauración activa, seleccionar las especies más adecuadas debe obedecer a los objetivos de la intervención (Hildebrandt et al. 2017). Es bien sabido que las especies nativas provenientes de semillas locales poseen características intrínsecas que les otorgan una mejor adaptación al entorno biótico de los sitios a ser restaurados (Broadhurst et al. 2008). No obstante, existen vacíos en lo concerniente a las diferentes etapas de producción de plantas de especies nativas con fines de restauración activa: las fases fenológicas en las fuentes semilleras, ecología y biología de semillas, técnicas de producción de plántulas, implicaciones de tamaños de contenedores en la crianza de plántulas y consideraciones genéticas. Todos estos aspectos tienen implicaciones fundamentales para el éxito de la reforestación (Palomeque, Maza et al. 2017).

Otro de los retos para los restauradores es trabajar en tierras dominadas por especies invasivas, que son generalmente exóticas, por ejemplo, los helechos *Pteridium aquilinum*, *P. arachnoideum* y el pasto *Setaria sphacelata*. En general, las especies invasoras tienden a dispersarse y crecer rápidamente (D'Antonio, August-Schmidt y Fernandez-Going 2016), por lo que estas tierras pueden persistir en estados alterados o degradados que son difíciles de revertir (Palmer 2016). Aunque tiene un costo elevado, la remoción de vegetación invasiva es una forma de reducir la alta competencia por recursos. Douterlungne et al. (2018) demostraron que eliminar la vegetación aérea también tiene un efecto positivo para el crecimiento de varias especies de plantas.

En general, la reforestación con fines de restauración y conservación de biodiversidad representa una inversión importante; lamentablemente, en su presupuesto pocas veces se considera una fase de monitoreo. Esta es imprescindible para saber si los objetivos de restauración fueron alcanzados, así como para identificar recomendaciones sobre las técnicas empleadas y especies más adecuadas en sitios o en tipos de suelo particulares. Algunos autores recomiendan que el monitoreo sea participativo, es decir que incluya a la población local después de un entrenamiento adecuado; esto genera empoderamiento y puede resultar en reducir los costos (Evans, Guariguata y Brancalion 2018).

El presente estudio compara el crecimiento y la supervivencia de especies nativas y exóticas en sitios con tres tipos de vegetación: pastos recientemente abandonados, llashipal y arbustiva. Se establecieron parcelas puras de monitoreo para seis especies nativas (*Cedrela montana*, *Handroanthus chrysanthus* [syn. *Tabebuia chrysantha*], *Juglans neotropica*, *Alnus acuminata*, *Morella pubescens* y *Heliocharpus americanus*) y dos especies exóticas (*Pinus patula* y *Eucalyptus saligna*) en cada tipo de vegetación, con un total de 9600 plántulas y 384 parcelas al inicio del experimento. La mitad de ellas fueron sometidas a un tratamiento de remoción de vegetación competitiva. El monitoreo se realizó cada año durante cinco años, excepto para *M. pubescens* que se controló solo por cuatro años.



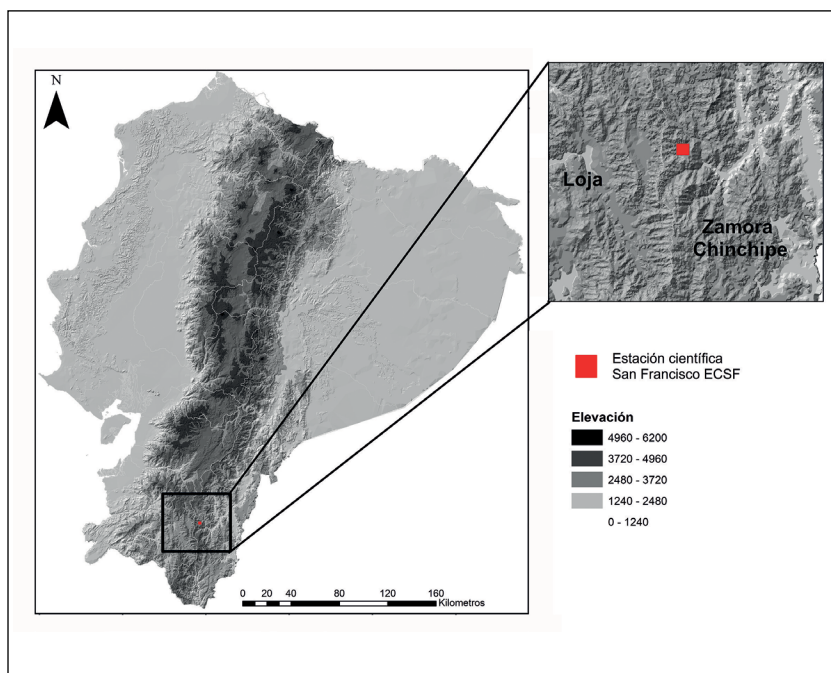
## Materiales y métodos

### Área de estudio

El sitio es adyacente a la Reserva Biológica San Francisco, a 34 km hacia el sur de la ciudad de Loja (vía Loja-Zamora Chinchipe) (mapa 1.1). En cuanto a las condiciones climáticas, el promedio anual de lluvia registrado es de 1800-2000 mm, con una estación al año de alta humedad desde abril a julio, y otra menos húmeda de septiembre a diciembre; la temperatura anual promedio es de 15,3 °C (Bendix et al. 2006).

Para establecer parcelas se seleccionaron tres sitios con diferentes niveles de degradación.

Mapa 1.1. Experimento de reforestación con especies nativas y exóticas en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe



- Pastizal recientemente abandonado (1900-2100 msnm), dominado por *Setaria sphacelata*, especie de pasto introducida desde África. Otra especie menos dominante es *Melinis minutiflora*. También es posible encontrar parches de llashipa y el helecho *Pteridium arachnoideum*.
- Llashipal (2100-2200 msnm), dominado principalmente por *Pteridium arachnoideum*, especie exótica tolerante al fuego, por lo que crece fácilmente en sitios quemados.
- Arbustivo (2100-2200 msnm), se considera un bosque secundario, pues tiene una recuperación de al menos 30 años desde la última quema registrada. Entre las especies leñosas más dominantes se encuentran *Ageratina dendroides* y *Myrsine coriacea*.

### Selección de especies y producción de plántulas

La selección de especies nativas para este experimento se basó en su importancia ecológica y socioeconómica. *H. chrysanthus*, *C. montana* y *J. neotropica*, por ejemplo, son cotizadas por su madera, mientras que *A. acuminata* y *M. pubescens* poseen un valor ecológico adicional por ser fijadoras de nitrógeno. Las especies exóticas fueron consideradas para comparar su rendimiento con las nativas. Estas fueron propagadas en invernaderos a partir de semillas colectadas en el bosque de referencia de San Francisco; provienen de varios árboles madre según sus periodos de fructificación (a excepción de *A. acuminata* y *J. neotropica*, cuyas semillas fueron colectadas en sitios cercanos a la ciudad de Loja). Las especies exóticas fueron adquiridas en un solo vivero en esa misma urbe.

### Diseño del experimento

El área total del experimento fue de 12 ha (cuatro por cada sitio). En 2003 se instalaron 16 parcelas para cada especie con distribución espacial aleatoria en cada uno de los sitios descritos anteriormente. La mitad recibió tratamiento; esto implicó remover la vegetación competitiva con machete

cada seis meses, desde 2003 a 2005. Un tratamiento químico con glifosato (nombre comercial Ranger al 2 %) fue utilizado a los 36 meses de plantación debido al intenso crecimiento o agresividad de la vegetación competitiva; este producto se aplicó cuando esta estaba emergiendo.

Se establecieron 384 parcelas (ocho especies × tres sitios × dos tratamientos × ocho repeticiones). El tamaño de cada una fue de 10,8 × 10,8 m; en cada una de ellas se sembraron 25 plántulas con un espacio de 1,8 × 1,8 m entre ellas. Se sembró un total de 9600 plántulas. Antes de establecer la plantación, se realizó una preparación del sitio. Se retiró la vegetación herbácea altamente competitiva (pastos y llashipal) mediante desbroce manual con machete. En la tabla 1.1 se muestran algunas características de las especies nativas y exóticas utilizadas en este ensayo de reforestación.

Tabla 1.1. Características de especies utilizadas en la reforestación en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe

	Familia	Nombre común	Año de establecimiento de la plantación	Tolerancia a la luz
<b>Especies nativas</b>				
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Tiliaceae	Balsilla	2003	Demandan luz
<i>Alnus acuminata</i> H.B.K.	Betulaceae	Aliso	2004	
<i>Morella pubescens</i> (Humb. & Bonpl. Ex Wild.) Wilbur	Myricaceae	Laurel de cera	2005	
<i>Juglans neotropica</i> Diels	Juglandaceae	Nogal	2003	Toleran la sombra
<i>Cedrela montana</i> Moritz ex Turcz	Meliaceae	Cedro	2003	
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O. Grose	Bignoniaceae	Guayaacán	2003	
<b>Especies exóticas</b>				
<i>Pinus patula</i> Schltdl. & Cham.	Pinaceae	Pino	2003	
<i>Eucalyptus saligna</i> Sm.	Myrtaceae	Eucalipto	2003	

## Variables

Las variables que se midieron en la plantación y que se presentan en este capítulo fueron altura (cm) y supervivencia (%) para todas las especies a los cinco años de la plantación, excepto para *M. pubescens*, con cuatro años de monitoreo. Este procedimiento fue realizado anualmente y los datos publicados a detalle se encuentran en Palomeque (2012).

## Resultados

### Supervivencia y crecimiento de especies nativas

En la figura 1.1 se muestra que *Alnus acuminata* tuvo una supervivencia y crecimiento superiores en los pastizales en comparación con los otros dos sitios. Las parcelas sometidas al tratamiento de manejo presentaron mejores resultados únicamente en los pastizales, con 63 % de supervivencia y una altura promedio de 430 cm (figura 1.2). Para *Cedrela montana*, el porcentaje más alto de supervivencia se registró en el sitio llashipal, aunque no se observó una marcada diferencia entre parcelas con y sin manejo (figura 1.1); no obstante, su crecimiento fue muy bajo en los tres sitios estudiados (figura 1.2).

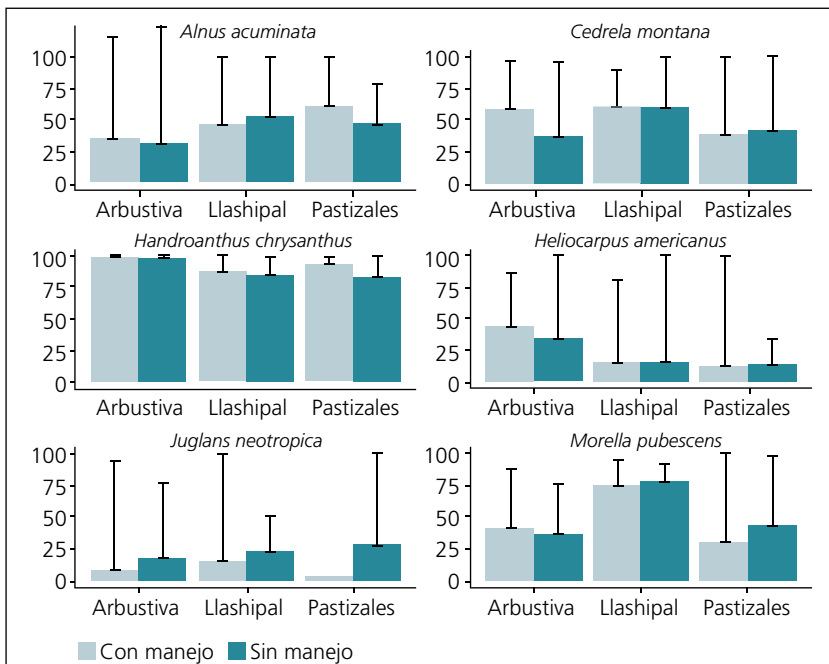
*Handrobanthus chrysanthus* tuvo un porcentaje de supervivencia significativamente alto en el sitio arbustivo para los dos tipos de parcelas (con y sin manejo), con un 98 %. Aunque el crecimiento de esta especie fue muy lento, los mejores valores se obtuvieron en el sitio arbustivo, con un promedio de 72 cm de altura, seguido del pastizal, con 69 cm, y llashipal, con 63 cm. Estos resultados provienen de aquellas parcelas donde se removió la vegetación competitiva, cuyos valores fueron los más altos (figura 1.2).

En el caso de *Heliocarpus americanus*, su supervivencia fue muy pobre (por debajo del 26 %) en los tres sitios y en los dos tipos de parcelas (figura 1.1); el crecimiento promedio en los pastizales tuvo el valor más alto, con 171 cm (figura 1.2), aunque con una supervivencia muy baja, lo que indica que pocos individuos crecieron satisfactoriamente en las parcelas manejadas. *Juglans neotropica* también tuvo un bajo rendimiento en los tres sitios

estudiados, con una supervivencia inferior al 15 % y crecimiento muy pobre (figuras 1.1 y 1.2), lo cual demuestra su escasa adaptación a sitios degradados. Para estas dos últimas especies, el manejo no cumplió un rol importante para mejorar la supervivencia y el crecimiento.

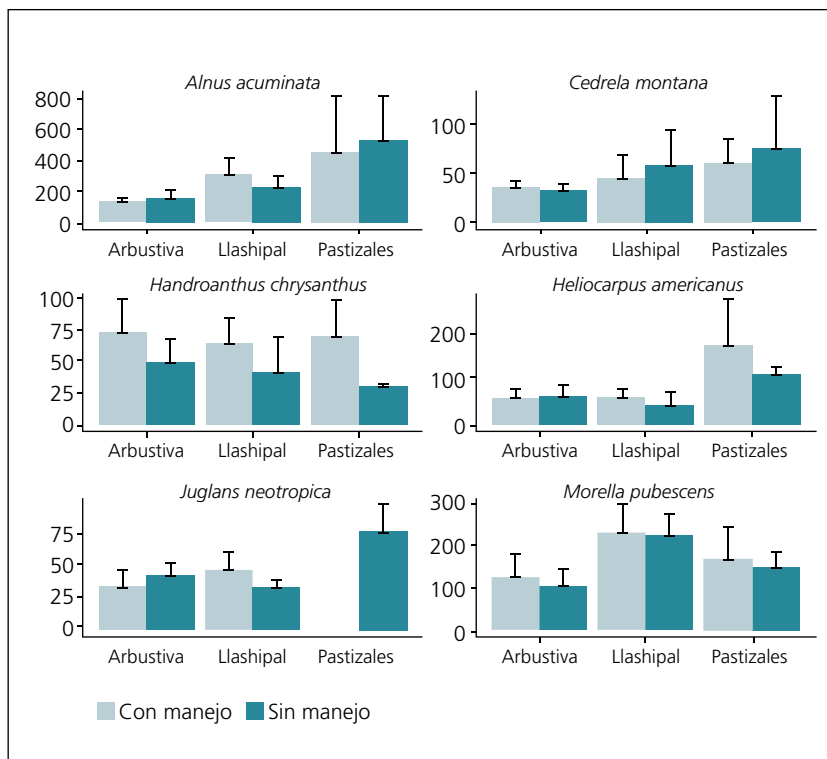
*Morella pubescens* demostró tener una gran capacidad de supervivencia en el sitio llashipal, sobre el 70 % para parcelas con y sin manejo, siendo superior a los sitios pastizal y arbustiva, sin que exista una marcada diferencia entre estos dos tipos de parcelas (figura 1.1). En cuanto al crecimiento, también se destaca el sitio llashipal, con los valores más altos, con un promedio de 232 cm para parcelas con manejo y 221 cm en aquellas sin él (figura 1.2).

Figura 1.1. Supervivencia (%) de las especies nativas



Nota: el porcentaje de supervivencia de *Alnus acuminata*, *Cedrela montana*, *Handroanthus chrysanthus*, *Heliocarpus americanus* y *Juglans neotropica* se midió a cinco años del inicio de la plantación. En el caso de *Morella pubescens*, se midió a cuatro años. Todas se plantaron en tres diferentes sitios: arbustivo, llashipal y pastizales en parcelas con y sin manejo, (n=8); se representa la desviación estándar.

Figura 1.2. Crecimiento en altura (cm) de las especies nativas

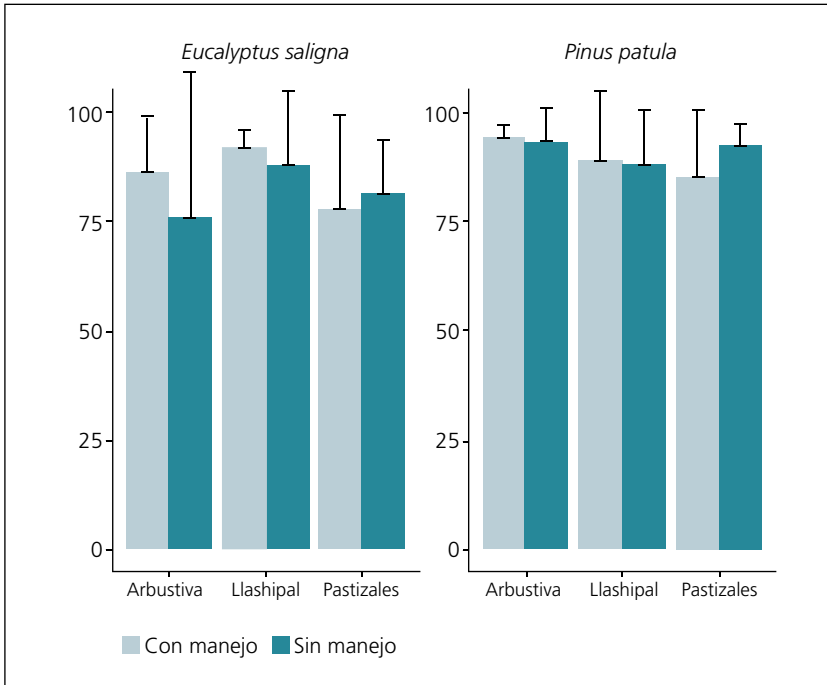


### Supervivencia y crecimiento de especies exóticas

Las especies *Eucalyptus saligna* y *Pinus patula* demostraron tener un alto porcentaje de supervivencia en los tres sitios intervenidos y en los dos tipos de parcelas (con y sin manejo), superior al 81 % para *Eucalyptus saligna* y 88 % para *Pinus patula*; esta última tuvo la mayor supervivencia en el sitio arbustivo, mientras que *Eucalyptus saligna* prosperó mejor en el llashipal (figura 1.3). En general, las plántulas de pino tuvieron un crecimiento más elevado que las de eucalipto en los tres sitios, especialmente en los pastizales, con un promedio de 613 cm (parcelas sin manejo) y 635 cm (con

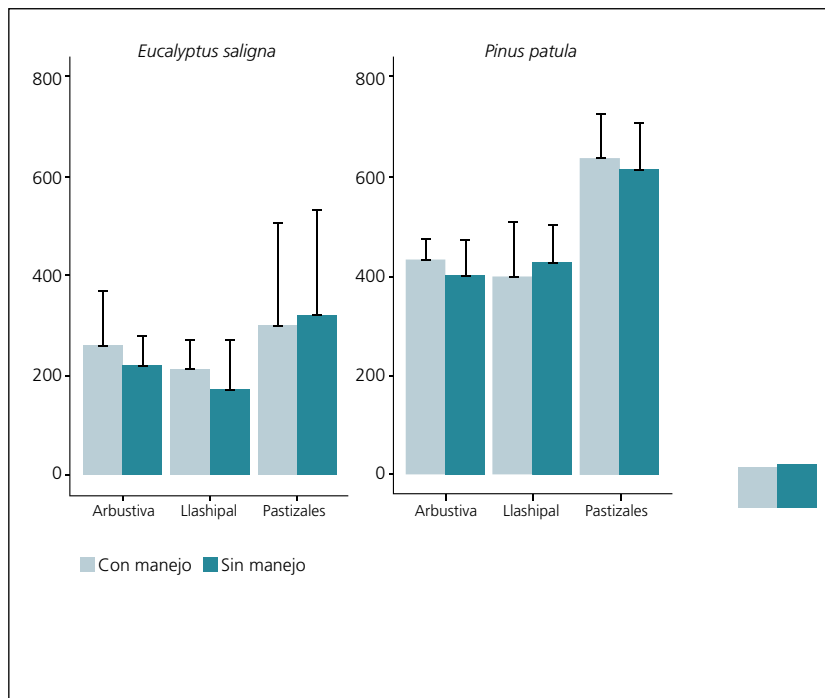
manejo). *Eucalyptus saligna* también presentó un crecimiento superior en las áreas, con un promedio de 321 cm en parcelas sin manejo y 300 cm en aquellas con manejo (figura 1.4).

Figura 1.3. Supervivencia (%) de las especies exóticas



Nota: el porcentaje de supervivencia de *Eucalyptus saligna* y *Pinus patula* se midió a cinco años del inicio de la plantación, en tres diferentes sitios: arbustiva, llashipal y pastizales.

Figura 1.4. Crecimiento en altura (cm) de las especies exóticas



## Discusión

### Especies nativas competitivas de acuerdo con las condiciones intrínsecas del sitio

Los resultados muestran que las especies nativas tienen diferente capacidad de respuesta a las características propias de los pastos recientemente abandonados, el llashipal y el arbustivo. En estos tipos de cobertura difieren el nivel de degradación, la composición florística, la disponibilidad de luz y el contenido de materia orgánica, entre otros. Esta respuesta ya fue reportada durante los primeros años de plantación en la misma área de estudio (Günter et al. 2009).



*Alnus acuminata* tuvo un mejor rendimiento en el sitio pastizal, con alto crecimiento, aunque baja supervivencia, en sitios dominados por pastos exóticos (Ortega-Pieck et al. 2011; Bare y Ashton 2016). Este hallazgo ha sido demostrado en otros estudios. La gran capacidad de esta especie responde a su condición de pionera, por lo cual se adapta bien a pastos abiertos; bajo dichas condiciones, es una buena candidata para la reforestación.

*Heliocarpus americanus*, otra especie nativa demandante de luz, demostró tener bajos niveles de supervivencia y crecimiento. A pesar de ser pionera, es afectada por la competencia de pastos. Esto se contrapone con los resultados de supervivencia encontrados en las tierras bajas del Ecuador, con un porcentaje de supervivencia superior al 75 % a los dos años y medio de plantación (Davidson et al. 1998). Ello sugiere que la especie requiere de características particulares para tener un buen desempeño, como una adecuada humedad en el suelo, nutrientes e incluso asociaciones con hongos micorrízicos específicos.

Las especies tolerantes a la sombra, *Handroanthus chrysanthus*, *Cedrela montana* y *Juglans neotropica*, tuvieron bajos rendimientos, presumiblemente por la competencia aérea y radicular de las especies invasivas dominantes, tal como lo han reportado Celis y Jose (2011). Se sabe que establecer árboles en pastizales abandonados limita su crecimiento, tal como ocurrió en Costa Rica (Holl et al. 2000). Otra explicación podría ser el estrés de las plántulas por la desecación asociada a una alta irradiación, altas temperaturas en el periodo de verano y baja humedad relativa (Alvarez-Aquino, Williams-Linera y Newton 2004).

En general, remover la vegetación competitiva no contribuyó sustancialmente al desarrollo de las especies nativas, lo cual indica que el pasto *Setaria sphacelata* tiene una gran capacidad de rebrote y crecimiento. Roos, Rödel y Beck (2011) mencionan que el promedio de altura que esta especie alcanzó en 18 meses de crecimiento es aproximadamente 70 cm. En términos prácticos, el manejo implica costos económicos que probablemente no compensan el crecimiento de las especies de interés.

*Morella pubescens* creció bien en sitios previamente quemados donde predomina la llashipa. Esta especie, al igual que *A. acuminata*, mejora la calidad de suelos debido a su capacidad de asociarse con hongos micorrízicos

arbusculares y hongos ectomicorrízicos; además, fija nitrógeno a través de actinobacterias (Urgiles et al. 2014).

Las otras especies nativas estudiadas tuvieron un pobre rendimiento bajo la cobertura del helecho *Pteridium arachnoideum*, considerado una maleza agresiva (Roos, Rödel y Beck 2011); incluso se le atribuye características de alelopatía o efectos fitotóxicos sobre otras plantas (Marrs et al. 2000).

En cuanto al manejo de parcelas, no hubo diferencias significativas en el crecimiento y supervivencia de especies nativas, ya que la remoción de la vegetación en sitios degradados incrementa la radiación y temperatura a nivel del suelo (Gallegos et al. 2015), generando condiciones que podrían causar estrés en las plántulas, lo que reduce su capacidad fotosintética (Loik y Holl 2002).

Entre las especies tolerantes a la sombra con mejores resultados se encuentra *Handroanthus chrysanthus*, con un crecimiento lento pero alta supervivencia en el sitio dominado por arbustos. Se asume que la cobertura arbustiva ofrece protección (sombra) y, en general, crea una condición de microclima favorable para las plántulas; además, la presencia de arbustos y árboles puede añadir materia orgánica al suelo (Vieira, Uhl y Nepstad 1994). En los tres sitios estudiados, la supervivencia fue alta, lo cual coincide con un estudio realizado en Panamá que utilizó la especie *Tabebuia rosea* (98 %, n=294) luego de dos años de plantación (Plath et al. 2011). Se llegó a resultados similares en las tierras bajas de Puerto Rico para la especie *Tabebuia heterophylla*, apreciada para la reforestación en pastizales (Silver et al. 2004). Lo anterior indica que varias especies del género *Tabebuia* y/o *Handroanthus* podrían resistir y adaptarse a un amplio rango de coberturas degradadas.

En general, los resultados evidencian que el establecimiento inicial de las especies nativas es uno de los principales retos en un programa de reforestación. En particular, indican que remover la vegetación competitiva incluso puede ser negativo para especies tolerantes a la sombra como *Cedrela montana* y *Juglans neotropica*. En los últimos años, se ha encontrado un efecto facilitador para especies como *Pteridium spp.*, atribuido a que su forma de crecimiento podría proteger a las plántulas nativas de la alta irradiación, lo que posibilita condiciones adecuadas para la regeneración natural (Palomeque, Günter et al. 2017). Es preciso mencionar que en

un proyecto de reforestación con especies nativas el crecimiento lento de *Handroanthus chrysanthus* y otras plantas se podría compensar con el valor socioeconómico resultante de su alto potencial de uso.

### Crecimiento y supervivencia entre especies nativas versus exóticas

Este estudio ha demostrado que las especies exóticas tienen buen crecimiento y supervivencia en los tres sitios con distinta cobertura, entre los que sobresale el pastizal. Su éxito se puede atribuir a ciertas ventajas competitivas, por ejemplo, una alta tolerancia a sitios degradados (Hughes 1994); la carencia de enemigos naturales, como herbívoros, patógenos de hongos y enfermedades por bacterias y virus (Keane y Crawley 2002); y la baja susceptibilidad a la competencia por raíces y luz (Günter et al. 2009). Por este motivo *Pinus patula* y *Eucalyptus saligna* son consideradas especies pioneras.

Hay una carencia de estudios específicos que integren los factores bióticos y abióticos que determinan el éxito de las plantaciones con especies exóticas versus nativas en los ecosistemas andinos. Varias investigaciones se han centrado en evaluar los impactos de plantaciones exóticas en los Andes; por ejemplo, a los pinos se les atribuyen efectos negativos como absorber altas cantidades de agua y, en consecuencia, producir desecación del suelo (Hofstede et al. 2002), con una reducción en la producción de agua de alrededor del 50 % en un ecosistema de páramo (Buytaert, Iñiguez y De Bièvre 2007).

Desde el punto de vista socioeconómico, las plantaciones con especies exóticas son aceptadas por la población local debido a su rápido crecimiento (Chacón, Gagnon y Paré 2009), aunque se debate su valor en términos de biodiversidad (Lindenmayer, Hobbs y Salt 2003). Dado que estas especies toleran la degradación, se podría sugerir su establecimiento inicial como un paso intermedio para recuperar la vegetación nativa, pues su rápido crecimiento podría proyectar sombra y mejorar las condiciones microclimáticas (Weber, Stimm y Mosandl 2011), debilitaría a los pastos y, en consecuencia, beneficiaría el establecimiento de especies nativas a través de la técnica de enriquecimiento.

## Conclusiones

La especie *Alnus acuminata* tuvo un mejor rendimiento en el sitio pastizal, mientras que *Morella pubescens* tuvo éxito en el llashipal y *Handroanthus chrysanthus*, en el arbustivo. Por lo tanto, los datos sugieren que las especies responden de manera diferente en función de la cobertura vegetal característica del grado de disturbio.

El manejo no tuvo un efecto significativo en la supervivencia y crecimiento de las especies, e implica un costo adicional para la reforestación, que tendría poca aplicabilidad a nivel de paisaje. Sería más eficiente que los planes de reforestación consideraren los requerimientos ecológicos de las especies y estudios previos de calidad de sitio para plantarlas en sitios adecuados de manera eficiente.

Aunque las especies exóticas tuvieron un buen rendimiento, se deben buscar mecanismos para promover el uso de especies nativas promisorias, principalmente cuando el objetivo es la restauración ecológica; de allí la importancia de continuar estudiando su potencial en los diferentes ecosistemas.

Por último, se debe considerar que para seleccionar especies es preciso tomar en cuenta los requerimientos de los propietarios de los terrenos a ser intervenidos.

## Referencias

- Alvarez-Aquino, Claudia, Guadalupe Williams-Linera y Adrian C. Newton. 2004. "Experimental Native Tree Seedling Establishment for the Restoration of a Mexican Cloud Forest". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 12 (3): 412-18. doi:10.1111/j.1061-2971.2004.00398.x
- Bare, Matthew C., y Mark S. Ashton. 2016. "Growth of native tree species planted in montane reforestation projects in the Colombian and Ecuadorian Andes differs among site and species". *New Forests* 47 (3): 333-55. doi:10.1007/s11056-015-9519-z

- Becerra, Alejandra G., Eugenia Menoyo, Irene Lett y Ching Y. Li. 2009. “*Alnus acuminata* in dual symbiosis with *Frankia* and two different ectomycorrhizal fungi (*Alpova austroalnicola* and *Alpova diplophloeus*) growing in soilless growth medium”. *Symbiosis* 47 (2): 85-92. doi:10.1007/BF03182291
- Bendix, Jörg, Jürgen Homeier, Eduardo Cueva Ortiz, Paul Emck, Siegmund-Walter Breckle, Michael Richter y Erwin Beck. 2006. “Seasonality of weather and tree phenology in a tropical evergreen mountain rain forest”. *International Journal of Biometeorology* 50 (6): 370-84. doi:10.1007/s00484-006-0029-8
- Broadhurst, Linda M., Andrew Lowe, David J. Coates, Saul A. Cunningham, Maurice McDonald, Peter A. Vesk y Colin Yates. 2008. “Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential”. *Evolutionary Applications* 1 (4): 587-97. doi:10.1111/j.1752-4571.2008.00045.x
- Buytaert, Wouter, Vicente Iñiguez y Bert De Bièvre. 2007. “The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo”. *Forest Ecology and Management* 251 (1-2): 22-30. doi:10.1016/j.foreco.2007.06.035
- Cavelier, Jaime. 1995. “Reforestation with Native Tree *Alnus acuminata*: Effects of phytodiversity and species richness in an upper montane rain forest area of Colombia”. En *Tropical Montane Cloud Forests*, editado por Lawrence S. Hamilton, James O. Juvik y Frederick N. Scatena, 125-37. Nueva York: Springer.
- Celis, Gerardo, y Shibu Jose. 2011. “Restoring abandoned pasture land with native tree species in Costa Rica: Effects of exotic grass competition and light”. *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1598-604. doi:10.1016/j.foreco.2010.10.005
- CESA (Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas). 1992. *Experiencias sobre reforestación en la Sierra Ecuatoriana con especies nativas*. 2.<sup>a</sup> ed. Quito: CESA.

- Chacón, Gustavo, Daniel Gagnon y David Paré. 2009. “Comparison of soil properties of native forests, *Pinus patula* plantations and adjacent pastures in the Andean highlands of southern Ecuador: land use history or recent vegetation effects?”. *Soil Use and Management* 25 (4): 427-33. doi:10.1111/j.1475-2743.2009.00233.x
- D’Antonio, Carla M., Elizabeth August-Schmidt y Barbara Fernandez-Going. 2016. “Invasive species and restoration challenges”. En *Foundations of Restoration Ecology*, 2.<sup>a</sup> ed., editado por Margaret A. Palmer, Joy B. Zedler y Donald A. Falk, 216-44. Tucson, AZ: Society for Ecological Restoration.
- Davidson, Robert, Daniel Gagnon, Yves Mauffette y Hernán Hernández. 1998. “Early survival, growth and foliar nutrients in native Ecuadorian trees planted on degraded volcanic soil”. *Forest Ecology and Management* 105 (1-3): 1-19. doi:10.1016/S0378-1127(97)00295-8
- Douterlungne, David, Guadalupe María Cortés Martínez, Ernesto Iván Badano, Jorge Alberto Flores Cano y Joel Flores Rivas. 2018. “Restoring oak forests on bare ground using topsoil translocation”. *Ecological Engineering*, 120: 76-84. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.05.036
- Erbaugh, James T., y Johan A. Oldekop. 2018. “Forest landscape restoration for livelihoods and well-being”. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 32: 76-83. doi:10.1016/j.cosust.2018.05.007
- Evans, Kristen, Manuel R. Guariguata y Pedro H. S. Brancalion. 2018. “Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration”. *Conservation Biology* 32 (3): 525-34. doi:10.1111/cobi.13110
- 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: FAO.
- 2018. *El estado de los bosques del mundo: Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Roma: FAO.
- Gallegos, Silvia C., Isabell Hensen, Francisco Saavedra y Matthias Schleuning. 2015. “Bracken fern facilitates tree seedling recruitment in tropical fire-degraded habitats”. *Forest Ecology and Management*, 337: 135-43. doi:10.1016/j.foreco.2014.11.003

- Günter, Sven, Paul Gonzalez, Guido Alvarez, Nikolay Aguirre, Ximena Palomeque, Frank Haubrich y Michael Weber. 2009. “Determinants for successful reforestation of abandoned pastures in the Andes: Soil conditions and vegetation cover”. *Forest Ecology and Management* 258 (2): 81-91. doi:10.1016/j.foreco.2009.03.042
- Hildebrandt, Patrick, Sven Günter, Nikolay Aguirre, Baltazar Calvas, Ximena Palomeque, Carlos Manchego, Darío Veintimilla, Reinhard Mosandl, Bernd Stimm y Michael Weber. 2017. “Improvement of forest management key strategies: A contribution to conservation and sustainable land use”. En *Landscape Restoration, Sustainable Use and Cross-scale Monitoring of Biodiversity and Ecosystem Functions: A Science-directed Approach for South Ecuador*, editado por Erwin Beck, Thomas Knoke, Nina Farwig, Lutz Breuer, David Christopher Siddons y Jörg Bendix, 27-40. Bayreuth, Alemania: Platform for Biodiversity and Ecosystem Monitoring and Research in South Ecuador.
- Hofstede, Robert G. M., Jeroen P. Groenendijk, Ruben Coppus, Jan C. Fehse y Jan Sevink. 2002. “Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes”. *Mountain Research and Development* 22 (2): 159-67.  
doi:10.1659/0276-4741(2002)022[0159:IOPPOS]2.0.CO;2
- Holl, Karen D., y T. Mitchell Aide. 2011. “When and where to actively restore ecosystems?”. *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1558-63.  
doi:10.1016/j.foreco.2010.07.004
- Holl, Karen D., Michael E. Loik, Eleanor H. V. Lin e Ivan A. Samuels. 2000. “Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment”. *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 8 (4): 339-49.  
doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Hughes, Colin E. 1994. “Risks of species introduction in tropical forestry”. *Commonwealth Forestry Review* 73 (4): 243-52. <https://bit.ly/2MN9105>
- Keane, Ryan M., y Michael J. Crawley. 2002. “Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis”. *Trends in Ecology & Evolution* 17 (4):164-70. doi:10.1016/S0169-5347(02)02499-0

- Knoke, Thomas, Jörg Bendix, Perdita Pohle, Ute Hamer, Patrick Hildebrandt, Kristin Roos, Andrés Gerique, María L. Sandoval, Lutz Breuer, Alexander Tischer, Brenner Silva, Baltazar Calvas, Nikolay Aguirre, Luz M. Castro, David Windhorst, Michael Weber, Bernd Stimm, Sven Günter, Ximena Palomeque, Julio Mora, Reinhard Mosandl y Erwin Beck. 2014. "Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands". *Nature Communications* 5 (5612). doi:10.1038/ncomms6612
- Lindenmayer, David B., Richard J. Hobbs y David Salt. 2003. "Plantation forests and biodiversity conservation". *Australian Forestry* 66 (1): 62-66. doi:10.1080/00049158.2003.10674891
- Loik, Michael E., y Karen D. Holl. 2002. "Photosynthetic Responses to Light for Rainforest Seedlings Planted in Abandoned Pasture, Costa Rica". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 7 (4): 382-91. doi:10.1046/j.1526-100X.1999.72033.x
- MAE (Ministerio del Ambiente de Ecuador). 2014. *Plan Nacional de Restauración Forestal 2014-2017*. Quito: MAE. <https://bit.ly/2zBhs6h>
- Marrs, Rob H., Michael G. Le Duc, Ruth Joy Mitchell, D. Goddard, S. Paterson y Robin J. Pakeman. 2000. "The Ecology of Bracken: Its Role in Succession and Implications for Control". *Annals of Botany* 85 (S2): 3-15. doi:10.1006/anbo.1999.1054
- Ortega-Pieck, Aline, Fabiola López-Barrera, Neptalí Ramírez-Marcial y José G. García-Franco. 2011. "Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses". *Forest Ecology and Management* 261 (7): 1336-43. doi:10.1016/j.foreco.2011.01.013
- Palmer, Margaret A. 2016. "Persistent and Emerging Themes in the Linkage of Theory to Restoration Practice". En *Foundations of Restoration Ecology*, 2.ª ed., editado por Margaret A. Palmer, Joy B. Zedler y Donald A. Falk, 517-31. Tucson, AZ: Society for Ecological Restoration.
- Palomeque, Ximena. 2012. "Natural succession and tree plantation as alternatives for restoring abandoned lands in the Andes of Southern Ecuador: Aspects of facilitation and competition". Tesis doctoral, Universidad Técnica de Múnich.



- Palomeque, Ximena, Sven Günter, David Siddons, Patrick Hildebrandt, Bernd Stimm, Nikolay Aguirre, Ruth Arias y Michael Weber. 2017. "Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador". *New Forests* 48 (5): 643-62. doi:10.1007/s11056-017-9590-8
- Palomeque, Ximena, Andrea Maza, Juan Pablo Iñamagua Uyaguari, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Michael Weber y Bernd Stimm. 2017. "Variabilidad intraespecífica en la calidad de semillas de especies forestales nativas en bosques montanos en el sur del Ecuador: Implicaciones para la restauración de bosques". *Revista de Ciencias Ambientales (Tropical Journal of Environmental Sciences)* 51 (2): 52-72. doi:10.15359/rca.51-2.3
- Plath, Mirco, Karsten Mody, Catherine Potvin y Silvia Dorn. 2011. "Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: Small-scale effects on tree performance and insect herbivory". *Forest Ecology and Management* 261 (3): 741-50. doi:10.1016/j.foreco.2010.12.004
- Raberg, Lena M., y Thomas K. Rudel. 2007. "Where are the sustainable forestry projects?: A geography of NGO interventions in Ecuador". *Applied Geography* 27 (3-4): 131-49. doi:10.1016/j.apgeog.2007.07.001
- Roos, Kristin, Heiko G. Rödel y Erwin Beck. 2011. "Short- and long-term effects of weed control on pastures infested with *Pteridium arachnoideum* and an attempt to regenerate abandoned pastures in South Ecuador". *Weed Research: An International Journal of Weed Biology, Ecology and Vegetation Management* 51 (2): 165-76. doi:10.1111/j.1365-3180.2010.00833.x
- Sierra, Rodrigo. 2013. *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010: Y un acercamiento a los próximos 10 años*. Quito: Conservación Internacional Ecuador / Forest Trends.
- Silver, Whendee L., Lara M. Kueppers, Ariel E. Lugo, Rebecca Ostertag y Virginia Matzek. 2004. "Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture". *Ecological Applications* 14 (4): 1115-27. doi:10.1890/03-5123

- Urgiles, Narcisa, Axel Strauß, Paúl Loján y Arthur Schüßler. 2014. "Cultured arbuscular mycorrhizal fungi and native soil inocula improve seedling development of two pioneer trees in the Andean region". *New Forests* 45 (6): 859-74. doi:10.1007/s11056-014-9442-8
- Vieira, Ima Célia Guimarães, Christopher Uhl y Daniel Nepstad. 1994. "The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia". *Vegetatio* 115 (2): 91-99. doi:10.1007/BF00044863
- Weber, Michael, Bernd Stimm y Reinhard Mosandl. 2011. "Review plantations for protective purposes and rehabilitation". En *Silviculture in the Tropics*, editado por Sven Günter, Michael Weber, Bernd Stimm y Reinhard Mosandl, 475-90. Nueva York: Springer.

# Superar las barreras para la revegetación a gran escala: estudio en el sur de Ecuador

Antonio Crespo y Diana Inga

La destrucción de ecosistemas en los trópicos continúa poniendo en riesgo a la biodiversidad y al sustento humano. Por ello, la restauración a gran escala es una prioridad a nivel local y regional (Chazdon 2008; Holl 2017). En este sentido, investigar métodos de bajo costo para restaurar amplias extensiones de terreno resulta estratégico, especialmente en zonas rurales, donde los conflictos entre la conservación de la biodiversidad y el uso productivo o extractivo suceden a grandes escalas (Shoo y Catterall 2013; Crespo 2014; Brancalion y Chazdon 2017; Brancalion y Van Melis 2017; Meli et. al 2018).

Este panorama se ajusta a las zonas rurales del sur del Ecuador, donde existen grandes necesidades de recuperación y, al mismo tiempo, barreras técnicas, financieras y de procedimiento para su aplicación (Crespo 2014; Knoke et al. 2014). Por ejemplo, en muchos escenarios rurales andinos, la participación voluntaria de los finqueros en la siembra de árboles es rara debido, entre otras razones, a los costos de oportunidad asociados con el trabajo voluntario, los altos precios de las plántulas y la operación de un vivero forestal, y la percepción de que no existen beneficios directos (Himley 2009; Crespo 2014; Murcia et al. 2016).

En este contexto, una buena alternativa para este tipo de intervenciones es la siembra directa de semillas debido a su bajo costo, comparado con el que tienen las plántulas de vivero (Engel y Parrotta 2001; Schmitz 2008; Cole et al. 2011; Campos-Filho et al. 2013). Esta opción permite superar la falta de dispersión de semillas y los bancos de semillas empobrecidos,

que son las barreras ecológicas más importantes para la regeneración natural de los bosques tropicales (Holl et al. 2000; Guariguata y Ostertag 2001). Sin embargo, la revegetación basada en esta técnica presenta retos debido a las altas tasas de mortalidad propias del establecimiento temprano de la vegetación (Schmitz 2008; Eichhorn et al. 2010; Bonilla-Moheno y Holl 2010; Bugalho, Ibáñez y Clark 2013; Pereira, Laura y Souza 2013). La emergencia y supervivencia de plántulas podrían ser muy bajas debido al estrés hídrico y térmico, la herbivoría, la competencia con vegetación exótica, la falta de humedad en el suelo, la fluctuación extrema de temperatura que es propia de hábitats degradados, entre otras causas (Doust, Erskine y Lamb 2006; Douterlungne et al. 2010; Doust 2011; Pereira, Laura y Souza 2013; Silva et al. 2015; Meli et al. 2018).

En consecuencia, aplicar de forma exitosa la siembra directa dependerá de cuán bien entendamos estos factores y qué tan eficazmente los podamos controlar. Por ejemplo, el establecimiento de plántulas podría mejorar al manejar la estructura del suelo, excluir a granívoros y herbívoros, aplicar riego y controlar la vegetación ruderal (Doust, Erskine y Lamb 2008; García-Orth y Martínez-Ramos 2008; Vieira et al. 2008; Douterlungne et al. 2010). Sin embargo, el conocimiento base para aplicar estas mejoras exitosamente es aún escaso y requiere desarrollarse (Silva et al. 2015; Crespo, Pintado y Pérez 2017). A pesar de los avances en documentar la propagación de especies en el neotrópico (Román et al. 2012; Vargas Ríos y Pérez-Martínez 2014), los experimentos documentados en el Ecuador sobre la siembra de flora nativa para la restauración aún son pocos (Rhoades, Eckert y Coleman 1998; Günter et al. 2009; Palomeque 2012; Crespo, Pintado y Pérez 2017). Es prioritario continuar realizando investigaciones que permitan asegurar el establecimiento exitoso de la vegetación sembrada, para así optimizar recursos y contribuir a la sostenibilidad de la restauración a largo plazo (Crespo 2014; Brancalion y Chazdon 2017).

Con base en esta problemática, en este estudio se analiza la respuesta de cinco árboles nativos a distintos tratamientos de siembra directa en terrenos degradados y se recomiendan estrategias para su aplicación a gran escala. Los experimentos fueron implementados en el valle del río Pamar, un paisaje agrícola cuyo régimen de uso y condiciones biofísicas se repiten

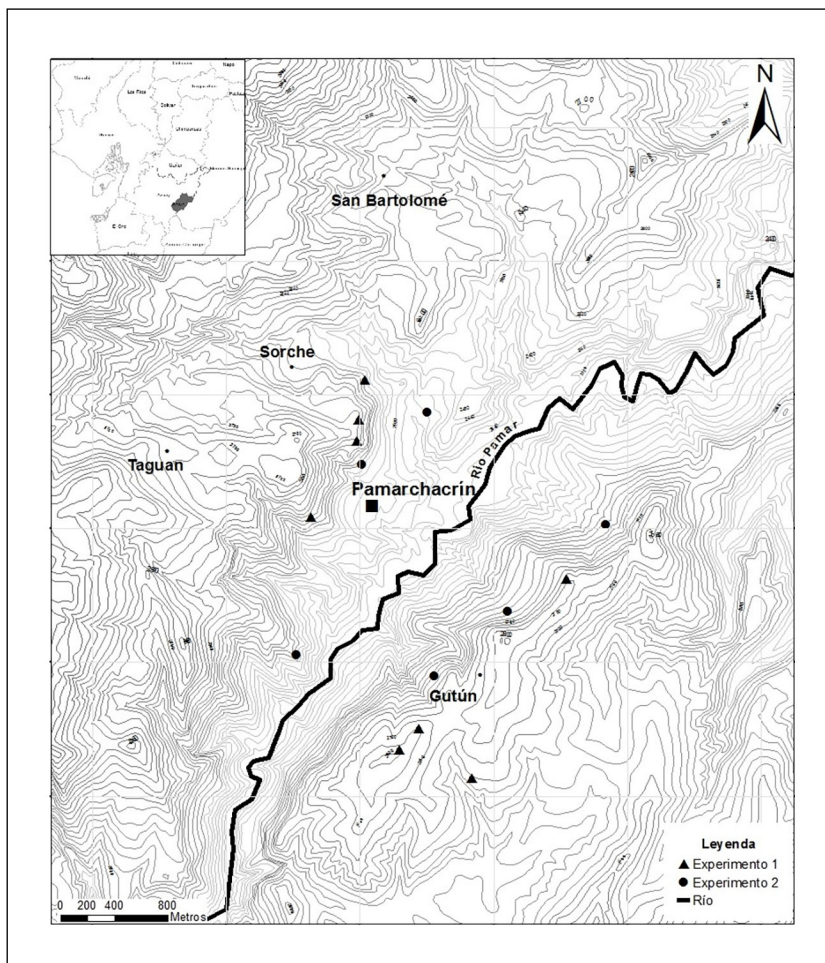
con frecuencia en los valles interandinos del Ecuador. El estudio se basó en dos experimentos principales que evaluaron la emergencia, supervivencia y crecimiento de plántulas en períodos de seis y doce meses. El primero se enfocó en el efecto de la herbivoría y el deshierbe; el segundo, en las consecuencias de la adición de mantillo o cubierta de suelo.

## Metodología

### Área de estudio

El valle del río Pamar es un paisaje agrícola típico de la provincia de Azuay, ubicado entre los 2300 a 2800 msnm (3°2,5'S, 78°50'O). Tiene una temperatura que oscila entre los 6 a 27 °C y una precipitación anual de 700 a 900 mm con un patrón bimodal (mapa 2.1) (MAE 2013). Los valores máximos de precipitación ocurren entre marzo y mayo, y luego entre octubre y noviembre. En su mayoría, los suelos del valle son *Typic Hapludands* (Andisols) (Collaguazo y Díaz 2013). Originalmente, las laderas que rodean el lugar estaban cubiertas por matorral húmedo montano de los valles interandinos (Valencia et al. 1999), dominado por especies leñosas arbóreas y arbustivas; sin embargo, a partir de la década de los setenta, esta vegetación fue talada y quemada para extraer madera y establecer parcelas agrícolas. Los incendios forestales se hicieron comunes entre 1980 y 1990. Para el final de esta década, este paisaje históricamente forestal fue convertido en un arbustal abierto dominado por gramíneas resistentes al fuego. Por el contrario, en la planicie del valle se evidencia un mosaico de pequeñas parcelas agrícolas, árboles frutales y rodales de eucalipto (Crespo 2014). Los pocos remanentes de vegetación nativa, ubicados en quebradas de difícil acceso y otras áreas marginales, están conformados por especies de árboles como *Clethra fimbriata* (Clethraceae), *Lomatia hirsuta* (Proteaceae), *Hesperomeles ferruginea* (Rosaceae), y arbustos como *Ageratina pseudobilca*, *Baccharis obtusifolia* (Asteraceae), *Brachyotum confertum*, *Miconia aspergillararis*, *Axinaea merianiae* (Melastomataceae) y *Morella parvifolia* (Myricaceae) (Pintado 2016).

Mapa 2.1. Valle del río Pamar



*Nota:* este valle se ubica en la provincia de Azuay, cantón Sigüig, parroquia San Bartolomé. Se muestra la ubicación de los terrenos. Experimento 1 (control de herbivoría y deshierbe) representado por triángulos. Experimento 2 (adición de mantillo) representado por círculos.

## Selección de especies

Se trabajó con finqueros del sector para seleccionar árboles nativos de alto valor de uso y que podrían establecerse exitosamente en las laderas deforestadas del valle. Para este proceso, se realizó un taller con la comunidad Pamarchacrín, la más grande del valle, con 32 familias que residían allí de forma permanente durante el período de estudio. El taller se basó en un análisis de una lista de 24 especies leñosas que habitan naturalmente en el valle y que fueron preseleccionadas con base en registros de herbario, así como en un muestreo de vegetación realizado tanto en remanentes de vegetación nativa como en las fincas. Durante el taller, se pidió a los finqueros que clasificaran las especies de la lista de acuerdo con su valor de uso y su potencial para establecerse en laderas deforestadas; también se solicitó que detallaran rasgos específicos para justificar sus respuestas. Para este ejercicio se utilizó una escala predefinida con tres categorías: preferible (P), menos preferible (M) y no recomendada (N) (tabla 2.1). Como resultado, se seleccionaron las siguientes especies para los experimentos: *Oreocallis grandiflora* (Lam.) R. Br (Proteaceae), *Prunus serotina* spp. *capuli* (Cv.) McVaugh (Rosaceae), *Caesalpinia spinosa* (Feuillee ex Molina) Kuntze, *Erythrina edulis* (Triana ex Micheli) e *Inga insignis* Kunth (Fabaceae).

Tabla 2.1. Árboles nativos del valle del río Pamar según categoría, familia y especie

Especies	Familia	Nombre local	Clasificación	Criterio de clasificación	Tipo de fruto/semilla	Usos locales; servicios ecológicos
<i>Caesalpinia spinosa</i> (Feuillée ex Molina) Kuntze	Fabaceae	Algarrobo	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Frutos indehiscentes	Madera, forraje para animales y control de erosión
<i>Erythrina edulis</i> (Triana ex Micheli)	Fabaceae	Cañaro	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Frutos dehiscentes	Semillas comestibles, forraje para animales; mejoramiento de suelo
<i>Inga insignis</i> Kunth	Fabaceae	Guaba	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Frutos indehiscentes	Semillas comestibles, leña, mejoramiento de suelo
<i>Oreocallis grandiflora</i> (Lam.) R. Br.	Proteaceae	Gañal	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Folículos (Coráceos)	Medicinal, fibra, refugio para animales
<i>Prunus serotina</i> subsp. <i>capuli</i> (Cav.) McVaugh	Rosaceae	Capulí	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Drupa	Frutos comestibles, madera; control de erosión
<i>Sambucus mexicana</i> C. Presl ex DC.	Adoxaceae	Tilo	M	Valor de uso bajo	Drupa	Medicinal, leña
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	Adoxaceae	Rañas	M	Valor de uso bajo	Drupa	Leña
<i>Ferreyranthus verbascifolius</i> (Kunth) H. Rob. & Brettell	Asteraceae	Cotac	M	Valor de uso bajo	Aquenos	Leña
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	Betulaceae	Aliso	M	Necesita riego y sombra	Nuez alada	Madera, leña
<i>Delostoma integrifolium</i> D. Don	Bignonaceae	Guaylo	M	Valor de uso bajo	Cápsula dehiscente	Uso ornamental, forraje para animales
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Bignonaceae	Cholán	M	Valor de uso bajo	Cápsula dehiscente	Ornamental, leña
<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	Clethraceae	Tulapo	M	Valor de uso bajo	Cápsula dehiscente	Leña, refugio para animales
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	Algarrobo	M	Prendimiento por debajo de los 2400 m.s.n.m	Frutos indehiscentes	Mejoramiento de suelos



Tabla 2.1. (continuación)

Especies	Familia	Nombre local	Clasificación	Criterio de clasificación	Tipo de fruto/ semilla	Usos locales; servicios ecológicos
<i>Vachellia macracantha</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger	Fabaceae	Faique	M	Prendimiento por debajo de los 2400 m.s.n.m	Frutos dehiscentes	Mejoramiento de suelos
<i>Juglans neotropica</i> Diels	Juglandaceae	Nogal	M	Necesita riego	Drupa	Semillas comestibles
<i>Morella parvifolia</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Myricaceae	Laurel de cera	M	Valor de uso bajo	Drupa	Leña, refugio para animales
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels	Proteaceae	Garau	M	Valor de uso bajo; necesita sombra	Folículo (coriáceo)	Leña
<i>Hesperomeles ferruginea</i> (Pers.) Benth.	Rosaceae	Sachamanzana	M	Valor de uso bajo	Drupa	Semillas comestibles, madera, refugio para animales
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Salicaceae	Sauce	M	Necesita riego	Cápsula	Leña
<i>Vallea stipularis</i> L. f.	Elaeocarpaceae	Sachacapuli	N	Disponibilidad de semillas baja; necesita sombra	Cápsula	Leña, refugio para animales
<i>Escallonia myrtilloides</i> L. f.	Escalloniaceae	Chachaco	N	Disponibilidad de semillas baja; necesita sombra	Cápsula dehiscente	Refugio para animales
<i>Cedrela montana</i> Moritz ex Turcz.	Meliaceae	Cedro	N	Necesita riego y sombra	Cápsula dehiscente	Madera
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	Myrtaceae	Huahaul	N	Necesita riego y sombra	Baya	Refugio para animales
<i>Podocarpus sprucei</i> Parl.	Podocarpaceae	Guabisay	N	Baja disponibilidad de semillas, necesita riego y sombra	Drupa esférica <sup>2</sup>	Madera, refugio para animales

Nota: las categorías corresponden al valor de uso local de cada especie y al potencial percibido para establecerse en laderas deforestadas: preferible (P), menos preferible (M) y no recomendada (N).

\*Especies seleccionadas para los experimentos.

## Especies de estudio

*Oreocallis grandiflora*, conocido localmente como gañal, se distribuye en toda la zona andina de Perú y Ecuador desde los 1400 a los 3600 msnm (Torre et al. 2008). Prefiere suelos ácidos y poco profundos, es frecuente en bosques de sucesión temprana. El gañal es ecológicamente importante porque sirve de alimento para muchas especies de colibríes como *Coeligena iris*, *Heliangelus viola*, *Metallura tryanthina*, etc. (Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016). Las comunidades rurales utilizan sus flores para la venta, como medicina tradicional y para crear artesanías (Torre et al. 2008).

El capulí, *Prunus serotina* spp. *capuli*, es un árbol de fruto comestible y madera de alta calidad (Ulloa y Jørgensen 1995). La especie es nativa de México y fue introducida en Sudamérica por su valor de uso; en la región andina ha sido cultivada entre los 2500 y 3500 msnm. Se establece en suelos profundos y bien drenados, posee una gran capacidad de rebrote y regeneración; además, es una especie pionera, poco tolerante a la sombra, por lo que se establece en ambientes abiertos (Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016). Su madera es utilizada para elaborar cabezas de arado, postes, estacas, vigas y umbrales para casas e instrumentos musicales (Torre et al. 2008).

*Caesalpinia spinosa*, conocido localmente como vainillo, es un árbol pequeño, nativo de Sudamérica, que produce una vaina indehiscente, oblonga y comprimida. Se adapta a suelos arenosos y profundos, y es tolerante a la sequía. Sus frutos son utilizados para obtener taninos y gomas para la industria alimenticia, así como en curtidos de pieles (Sánchez de Lorenzo-Cáceres 2009).

*Erythrina edulis*, conocido localmente como cañaro, es un árbol nativo de los Andes que produce una gran vaina suave donde se albergan semillas comestibles (Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016). Se distribuye en la zona andina desde Venezuela hasta Bolivia (Acero Duarte y Barrera Marín 1996). Prefiere suelos franco-arenosos de textura suelta, aunque es posible que se adapte a suelos arcillosos de textura pesada. Tolera poco el encharcamiento (Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016). Es una especie muy apreciada y cultivada en huertos, cercas vivas y sitios agrícolas por sus propiedades para fijar nitrógeno y mejorar el suelo; además, es empleada

como forraje para el ganado debido a su alto valor nutritivo (Reynel y León 1990; Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016).

*Inga insignis*, conocido localmente como guaba, es un árbol con ramas pubescentes que produce una legumbre coriácea cuyas semillas están rodeadas de un arilo succulento y comestible (Ulloa y Jørgensen 1995). Se distribuye naturalmente en los Andes de Colombia, Ecuador y Perú entre los 1500 y 3000 msnm; también es cultivado ampliamente en huertos y jardines. La guaba es tolerante a la sequía pero no a la sombra; prefiere suelos franco-arenosos bien drenados (Pennington y Revelo 1997).

### Experimentos de siembra directa

Con las especies seleccionadas, se realizaron evaluaciones de imbibición y germinación en laboratorio, así como de emergencia, supervivencia y crecimiento en el campo. Para estas pruebas se colectaron semillas de poblaciones del mismo valle, seleccionando al azar de 10 a 15 individuos por especie, y manteniendo una distancia de entre 200 a 2000 m entre árboles. Se colectaron solamente frutos maduros de diferentes posiciones del dosel, incluyendo vainas secas y cafées (*C. spinosa*); vainas con la sutura parcialmente abierta (*E. edulis*, *O. grandiflora*); vainas ensanchadas (*I. insignis*); y drupas no verdes (*P. serotina*). Todas las semillas fueron sembradas 48 horas después de la colección con la excepción de *O. grandiflora*. Para esta última, se colectaron los folículos (vainas) al inicio de su dehiscencia y se secaron a temperatura ambiente durante 48 a 72 horas para facilitar su extracción.

Previo a la siembra directa, se realizaron pruebas de imbibición y germinación en laboratorio para establecer la viabilidad y la necesidad de tratamientos de escarificación para cada especie (resultados no incluidos). De esta forma, se sembraron semillas intactas de *E. edulis*, *I. insignis* y *O. grandiflora*; semillas extraídas del endocarpo para *P. serotina*; y semillas escarificadas de *C. spinosa*.

Para la siembra directa se realizaron dos experimentos principales, el primero entre los años 2012 y 2013 y el segundo en 2016. Para ambos se

preparó el terreno removiendo toda la vegetación de forma manual y se labró el suelo a una profundidad de 30 cm; estas labores se realizaron 10 días antes de la siembra. Las semillas de cada especie fueron plantadas por separado (Woods y Elliot 2004; Sovu, Tigabu y Odén 2010).

El primer experimento fue implementado con las especies *O. grandiflora*, *P. serotina*, *C. spinosa* y *E. edulis*, y se basó en un diseño de dos factores con dos niveles por cada uno. Se evaluó el efecto del deshierbe y del control de herbívoros sobre la emergencia, supervivencia y crecimiento de plántulas de cada especie. Se aplicaron cuatro tratamientos: protegido con deshierbe, no protegido con deshierbe, protegido sin deshierbe y no protegido sin deshierbe. Cada uno fue replicado 16 veces en el espacio y tres veces en el tiempo. Para las réplicas en el espacio, implementamos 16 parcelas experimentales agrupadas en ocho sitios (dos parcelas por cada uno) (ver mapa 2.1). Para las repeticiones temporales se realizaron tres siembras para cada tratamiento y especie, en marzo y octubre de 2012 y marzo de 2013. Los datos de las tres siembras se juntaron para realizar los análisis estadísticos, omitiendo el efecto de la época de siembra.

Las parcelas instaladas tuvieron un tamaño de 150 × 300 cm. Dentro de cada una se ubicaron cuadrantes de 30 × 30 cm, donde se sembraron 10 semillas de cada especie. Para el factor “deshierbe”, la mitad de las parcelas fueron deshierbadas manualmente cada mes. Para el factor “control de herbívoros”, la mitad de los cuadrantes fueron protegidos con jaulas cúbicas hechas de malla de alambre (0,01 cm de apertura) de 30 × 30 × 30 cm; el resto no tuvo protección. En cada cuadrante se registró la emergencia de plántulas cada dos semanas durante 10 semanas; la supervivencia se registró cada mes hasta la semana 24. Para los datos de crecimiento, se tomó una sola medida a la semana 24. Para esta última variable, se registró la altura de la plántula desde el suelo hasta la base del meristema terminal.

El segundo experimento se realizó con las especies *P. serotina*, *E. edulis* e *I. insignis*. Se basó en analizar cómo la adición de una cubierta de suelo luego de la siembra directa (mantillo) afecta a las mismas variables del primer experimento. Aquí se implementaron dos tratamientos: con y sin mantillo. Cada uno fue replicado mediante 12 parcelas experimentales que

se agruparon en seis sitios (dos parcelas por cada uno), y se realizó una sola siembra en mayo de 2016. Las parcelas tuvieron una dimensión de 800 × 400 cm, y dentro de cada una se prepararon subparcelas circulares de 40 cm de diámetro, donde se sembraron cinco semillas de cada especie por separado. Para este experimento, todas las subparcelas circulares estuvieron protegidas por un cilindro hecho de malla metálica hexagonal o malla de gallinero (0,16 cm de apertura) de 40 cm de diámetro y 50 cm de altura. Para el factor “mantillo” se cubrió el suelo de la mitad de las parcelas con una capa de entre 3-5 cm de material vegetal seco (sobre todo *Calamagrostis aff. intermedia*), colectado manualmente en los alrededores. En cada subparcela circular se registró la emergencia de plántulas cada dos semanas durante doce semanas. La supervivencia se registró cada mes hasta la semana 24. El crecimiento se registró en tres momentos: semanas 24, 32 y 48, después de la siembra.

### Análisis de datos

Se realizaron dos tipos de análisis para los datos de emergencia y supervivencia de plántulas y para los datos de crecimiento. Los datos de emergencia y supervivencia fueron tratados con un test de supervivencia basado en el método de Kaplan-Meier, utilizando el *software* SigmaPlot (v. 12.0, Systat Software). Este análisis estima la probabilidad de que un evento de interés no ocurra dentro de un período definido, en relación con él o los factores de diseño (McNair, Sunkara y Frobish 2012). En nuestro caso, se estimaron las probabilidades de que las semillas no germinasen hasta la semana 10 o 12 (dependiendo del experimento), y que las plántulas no murieran hasta la semana 24. Los valores se presentan gráficamente mediante curvas de probabilidad para los datos de emergencia, y como valores únicos de probabilidad para los de supervivencia. Los valores de probabilidad se estratificaron por tratamiento de siembra con base en una prueba *long-rank* ( $\chi^2$ ) para determinar si las probabilidades de emergencia o supervivencia de plántulas variaron significativamente con respecto a los distintos tratamientos de siembra. En los casos en los que las diferencias

fueron significativas, se aplicó una prueba de comparaciones múltiples por pares con el método Bonferroni (Day y Quinn 1989) para discernir el efecto de uno u otro factor de diseño ( $p < 0,05$ ).

Los datos de crecimiento fueron analizados en el mismo paquete estadístico con análisis ANOVA ( $F$ ) o pruebas Kruskal-Wallis ( $H$ ) de una vía, dependiendo de si la información pasó o no falló un test Shapiro-Wilk de normalidad ( $p < 0,05$ ). De la misma forma, cuando el análisis dio como resultado diferencias significativas, se realizaron comparaciones múltiples por pares usando el método Holm-Sidak ( $p < 0,05$ ).

## Resultados

### Patrones de emergencia de plántulas

En ambos experimentos las semillas de las especies sembradas emergieron como plántulas, unas en mayor proporción que otras y cada una de forma particular en el tiempo.

Para el primer experimento con los factores de deshierbe y de protección contra herbivoría, los valores máximos de emergencia de plántulas se presentaron en distintas semanas después de la siembra. En *C. spinosa* el valor máximo ocurrió en la segunda semana, mientras que en *E. edulis* sucedió en la cuarta. En *O. grandiflora* la emergencia fue mayor entre las semanas 8 y 10, pero presentó una tasa baja en relación con las otras especies (15 % en promedio hasta el final de la semana 10). Por último, en *P. serotina* se registró una emergencia relativamente homogénea a lo largo de las 10 semanas, con un incremento mínimo en la cuarta (figura 2.1).

Para las cuatro especies, la probabilidad de emergencia varió significativamente con respecto a los tratamientos de siembra ( $\chi^2 = 31,6-80,3$ ;  $p < 0,001$ ). La prueba de comparaciones múltiples por pares identificó diferencias significativas entre los tratamientos con y sin protección ( $p < 0,002$ ), pero no entre aquellos con deshierbe y sin él ( $p = 1,000$ ) (figura 2.1). Esta tendencia se reflejó también en el número total de plántulas emergentes, que brotaron más en los tratamientos con protección. En el caso de *C. spinosa* un

53,3 % de las semillas sembradas con protección emergieron como plántulas, frente a un 37,4 % en los tratamientos sin ella. En cuanto a *E. edulis* esta diferencia fue de 63,5 % versus 40,6 %; para *O. grandiflora*, 18 % y 7,1 %, respectivamente; mientras que para *P. serotina*, 47,4 % y 29,7 %.

Para el segundo experimento, con el factor de cubierta de suelo con un mantillo de paja, los patrones temporales de emergencia también variaron entre las tres especies. En *I. insignis* y *E. edulis* la emergencia inició en la cuarta semana y alcanzó su valor máximo en la sexta rápidamente. *P. serotina* siguió un patrón similar pero con un pico más abrupto de emergencia a la semana seis (figura 2.2).

Para las tres especies de este experimento, las probabilidades de emergencia no variaron significativamente entre los dos tratamientos de siembra ( $\chi^2 = 0,07-0,26$ ;  $p > 0,07$ ). No obstante, para *I. insignis* y *P. serotina* el número de plántulas emergentes fue ligeramente mayor en los tratamientos con mantillo en comparación con aquellos sin él: 59,1 % versus 56,67 % y 63,75 % versus 60 %, respectivamente. En *E. edulis* no se registró ninguna diferencia (40,83 % en ambos tratamientos).

Figura 2.1. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros en siembras directas

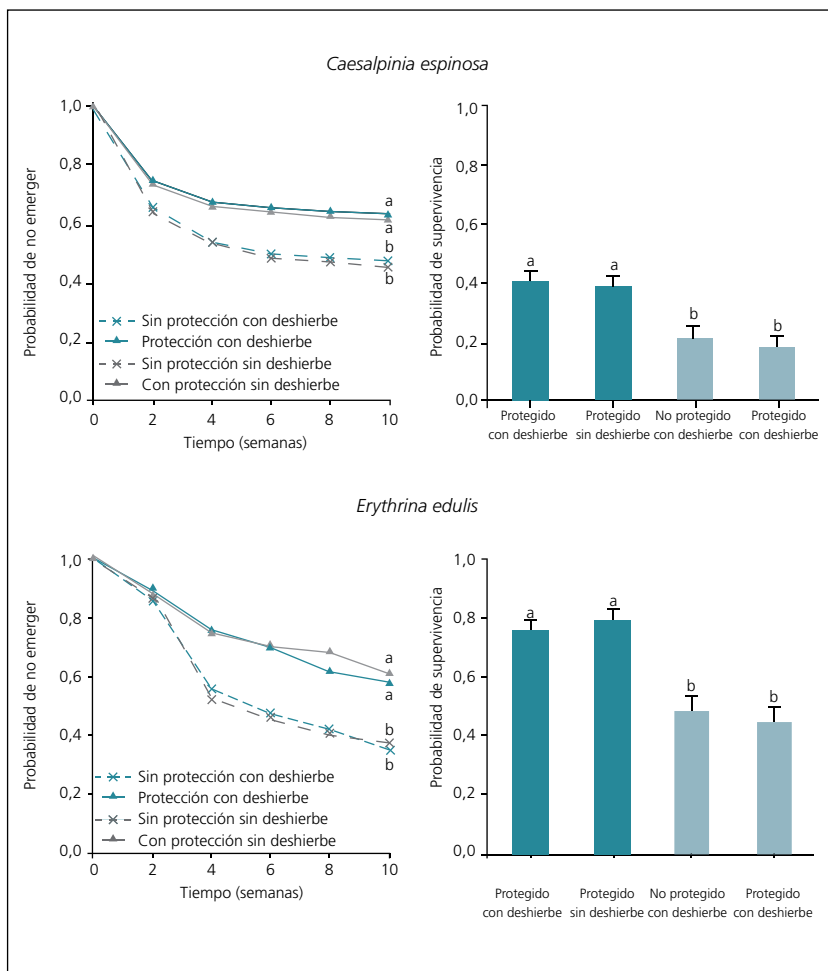
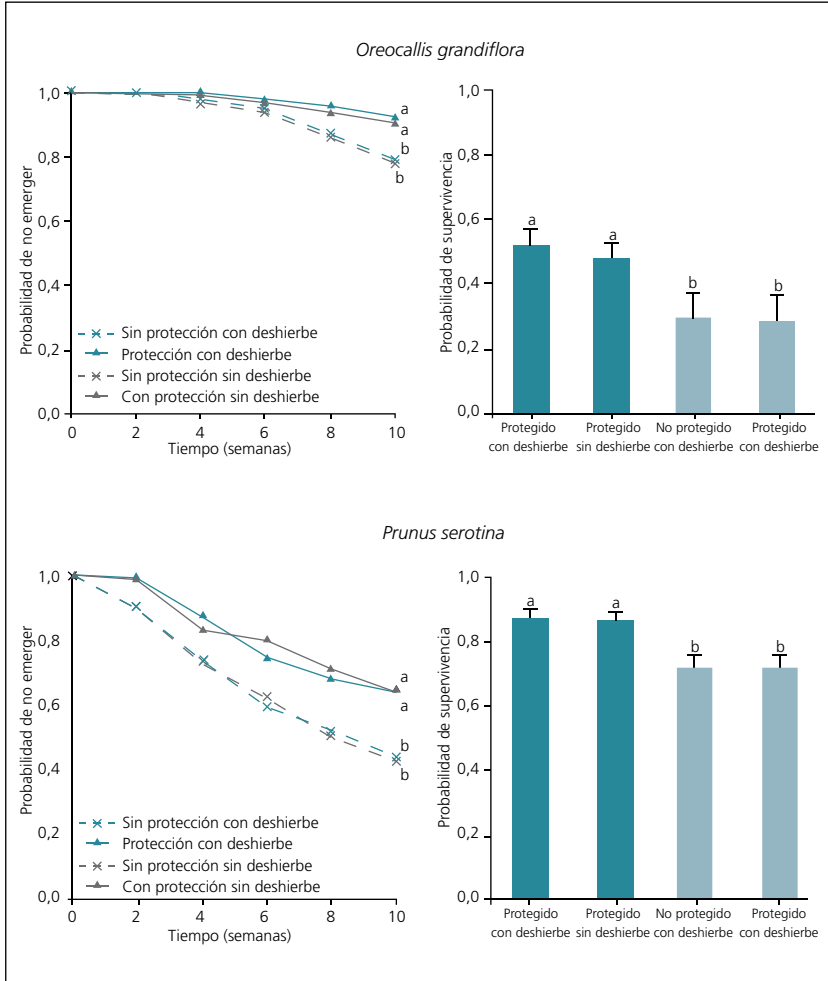


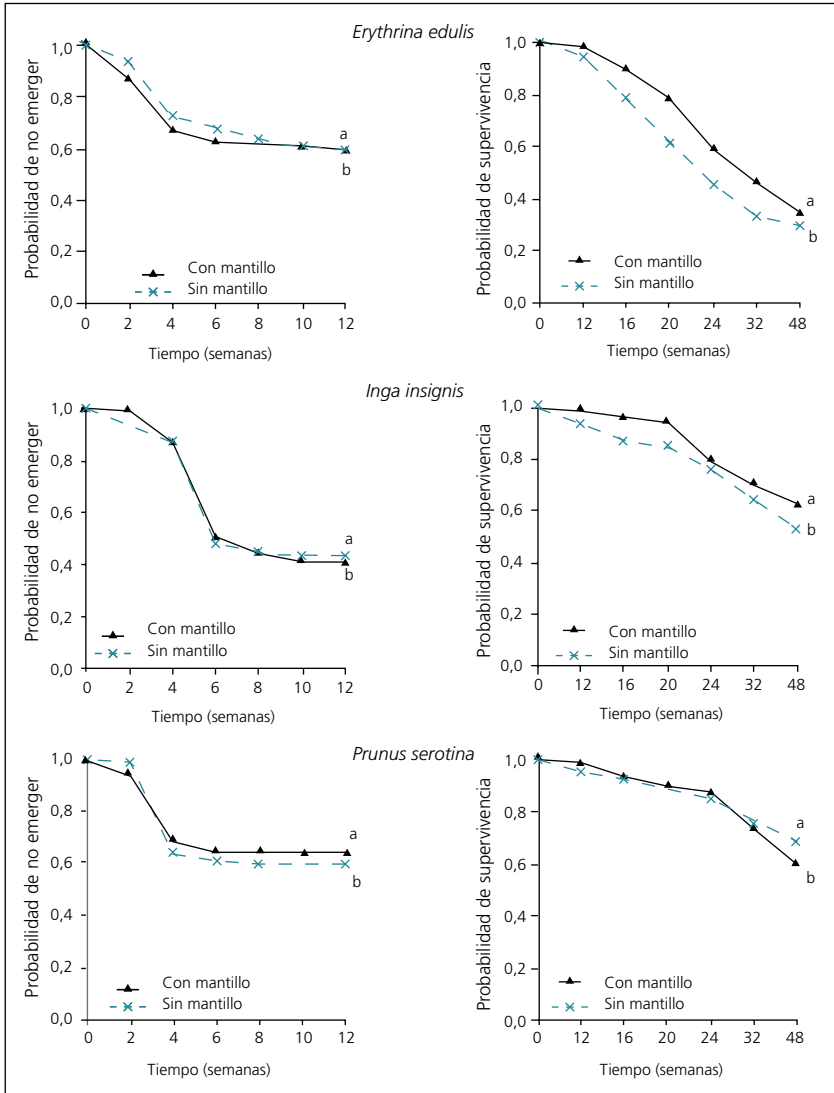


Figura 2.1. (continuación)



Nota: la columna izquierda presenta las probabilidades de emergencia nula de plántulas en un período de 10 semanas bajo cuatro tratamientos distintos. La columna derecha muestra las probabilidades de supervivencia de plántulas en un período de 24 semanas después de la siembra. Curvas o barras con la misma letra no difirieron significativamente ( $p < 0,05$ ).

Figura 2.2. Experimento de mantillo del suelo en siembras directas



Nota: la columna izquierda presenta las probabilidades de emergencia nula de plántulas en un período de 12 semanas bajo dos tratamientos distintos. La columna derecha muestra las probabilidades de supervivencia de plántulas en un período de 48 semanas después de la siembra. Curvas con la misma letra no difirieron significativamente ( $p < 0,05$ ).

## Patrones de supervivencia de plántulas

Este análisis tomó como base cuantitativa el número de plántulas vivas registradas al final del período de emergencia para cada especie: 10 semanas para el primer experimento y 12 para el segundo. En el primero se calculó la probabilidad de supervivencia de esta población seis meses después de la siembra. En el segundo se realizó el análisis en varios períodos: cada cuatro semanas durante seis meses, luego a los ocho meses y, por último, a los 12 meses después de la siembra.

En el primer experimento, y para las cuatro especies, los tratamientos de siembra tuvieron un efecto significativo sobre las probabilidades de supervivencia ( $\chi^2 = 10,80-49,65$ ;  $p \leq 0,01$ ). Al igual que en los resultados de emergencia, el análisis de comparaciones múltiples por pares dio como resultado diferencias significativas entre los tratamientos con y sin protección ( $p \leq 0,008$ ) y ninguna entre los tratamientos con deshierbe y sin él ( $p = 1,00$ ) (figura 2.2). De igual forma, se registró un mayor número de plántulas sobrevivientes en los tratamientos con protección que en aquellos sin ella; para *C. spinosa*, 39,6 % frente a 19,9 %; para *E. edulis*, 72,4 % versus 46,6 %; en *O. grandiflora*, un 49,7 % frente a 29,3 %; y en *P. serotina*, un 87 % versus 71,9 %, respectivamente.

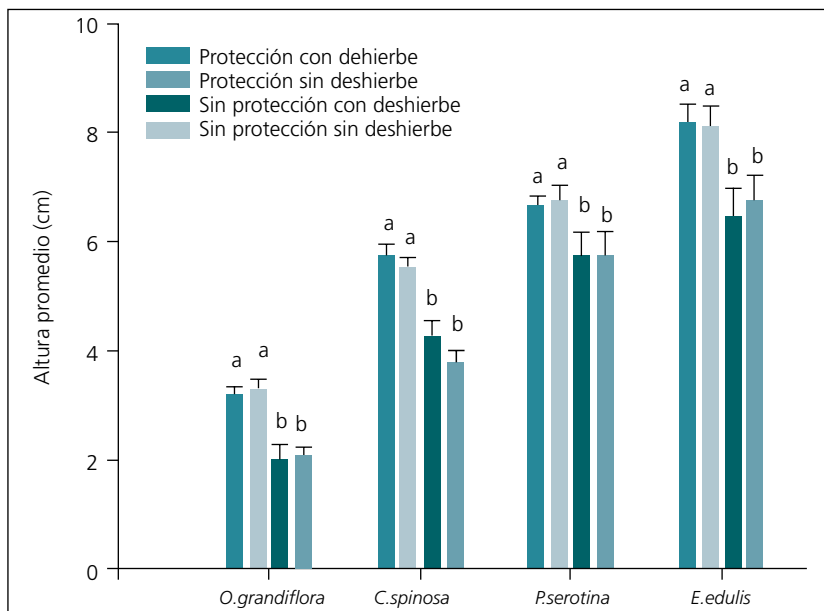
En el segundo experimento, las probabilidades de supervivencia no tuvieron diferencias significativas para las tres especies con respecto a la adición o ausencia de mantillo ( $\chi^2 = 0,07-0,26$ ;  $p > 0,07$ ) (figura 2.2). Sin embargo, para *E. edulis* y *P. serotina* se registró un mayor número de plántulas sobrevivientes en el tratamiento con mantillo en comparación con el que no lo tuvo: 34,92 % versus 29,82 % en *E. edulis* y 40,23 % versus 31,25 % en *P. serotina*. Para *I. insignis* se registró la tendencia contraria, es decir, más plántulas sobrevivientes en el tratamiento sin mantillo: 47,14 % versus 38,03 %.

## Patrones de crecimiento

El primer experimento comparó los promedios de crecimiento de cada especie a las 24 semanas después de la siembra. En el segundo se tomaron tres medidas para cada especie a las 24, 32 y 48 semanas después de la siembra.

Para el primer experimento, los análisis ANOVA presentaron tendencias similares a los de emergencia y supervivencia de plántulas con respecto a los tratamientos de siembra. Es decir que el promedio de crecimiento para las cuatro especies difirió significativamente entre los tratamientos con y sin protección: *C. spinosa* ( $F=15,385$ ;  $p < 0,001$ ); *E. edulis* ( $H= 47,652$ ;  $p \leq 0,001$ ); *O. grandiflora* ( $H = 6,861$ ;  $p = 0,009$ ); *P. serotina* ( $H = 41,54$ ;  $p < 0,05$ ), y no se diferenció entre los tratamientos con y sin deshierbe ( $p \leq 0,005$ ) (figura 2.3). En todos los casos, las plántulas crecieron más cuando fueron protegidas contra herbívoros.

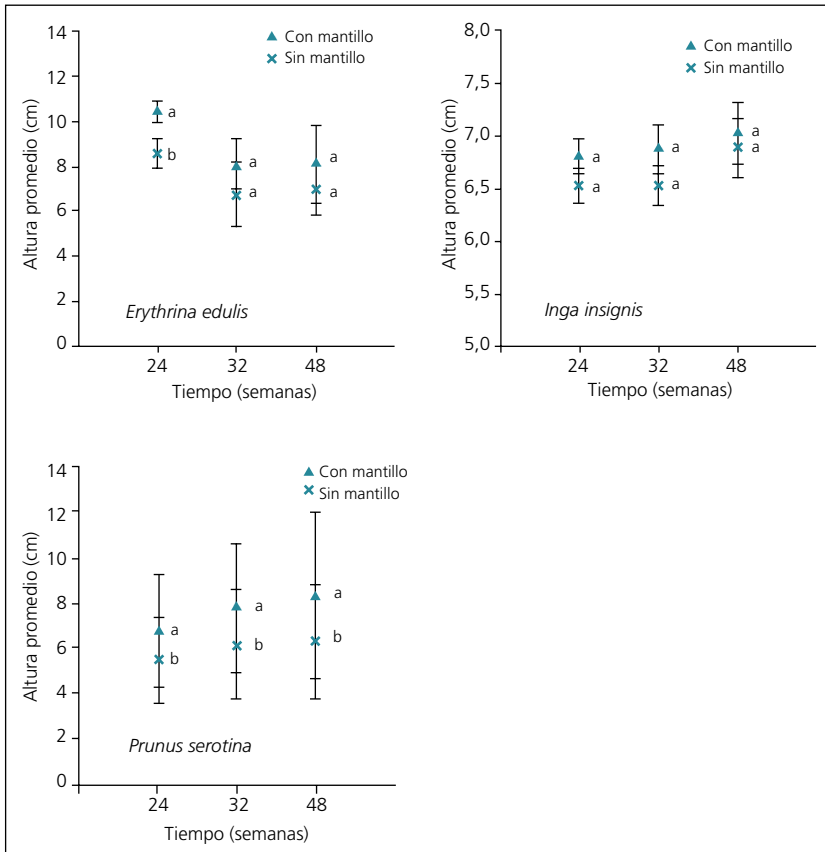
Figura 2.3. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros



Nota: altura promedio en un período de 24 semanas bajo cuatro tratamientos distintos de siembra directa. Barras con la misma letra no difirieron significativamente ( $p \leq 0,05$ ).

Para el segundo experimento, los tratamientos de siembra (con mantillo y sin él) tuvieron efectos diferentes en los promedios de crecimiento de cada especie. Para *I. insignis* no hubo divergencias significativas entre los dos tratamientos en ninguno de los momentos de observación ( $F = 0,09-0,47$ ;  $p < 0,30$ ) (figura 2.4). En contraste, en *P. serotina* los promedios de crecimiento fueron significativamente mayores en los tratamientos con mantillo para los tres momentos de observación ( $H = 11,0-12,47$ ;  $p \leq 0,001$ ).

Figura 2.4. Experimento de mantillo del suelo



Nota: altura promedio en un período de 24, 32 y 48 semanas bajo dos tratamientos distintos de siembra directa. Barras con la misma letra no difirieron significativamente ( $p \leq 0,05$ ).

Para *E. edulis* las diferencias se dieron solo en la semana 24 ( $F = 5,261$   $p = 0,027$ ), siendo las plántulas con mantillo significativamente más altas. En esta especie no se registraron diferencias para las semanas 32 ( $H = 26,0$ ;  $p = 0,13$ ) y 48 ( $F = 0,20$ ;  $p = 0,66$ ), seguramente debido al descenso de crecimiento en estos dos últimos momentos.

## Discusión

Los resultados de este estudio permiten recomendar la siembra directa como una técnica viable y de bajo costo para recuperar la cubierta forestal nativa en paisajes rurales de los Andes ecuatorianos. Este método de revegetación podría acomodarse fácilmente a la realidad financiera y geográfica de los agricultores del sur del país porque omite todos los costos asociados a la producción de plántulas en vivero (Woods y Elliot 2004; Sovu, Tigabu y Odén 2010; Cole et al. 2011; Crespo, Pintado y Pérez 2017; Meli et al. 2018). Dicho procedimiento también facilita el transporte del material vegetal a través de la geografía irregular de la serranía ecuatoriana. Por ejemplo, compárese los requerimientos de trasladar a una ladera empinada 10 000 plántulas en funda, cada una de 50 cm de alto y 2000 g de peso, con los de movilizar 10 000 semillas de 2 cm de diámetro y 0,05 g de peso cada una.

Las respuestas de las especies *Caesalpinia spinosa*, *Erythrina edulis*, *Inga insignis*, *Oreocallis grandiflora* y *Prunus serotina* a los tratamientos experimentales de estudio, permiten recomendarlas para la siembra directa en terrenos degradados con características biofísicas similares a las del valle del río Pamar, siguiendo las consideraciones que se describen a continuación.

Como primer paso, es imprescindible preparar correctamente los terrenos para la siembra. Esto implica remover completamente la vegetación herbácea o malezas y el labrado superficial del suelo. Estos procesos sencillos garantizan que las plantas sembradas no compitan con otra vegetación para acceder a la luz del sol, al agua y a nutrientes del suelo (Doust, Erskine y Lamb 2006; Schmidt 2008). Adicionalmente, y si existe financiamiento suficiente, se podría añadir un gel hidrofílico durante la siembra para aumentar la retención de agua en el suelo y evitar la muerte de plántulas por estrés hídrico (Chirino, Vilagrosa y Vallejo 2011; Minnick y Alward 2012).

En segunda instancia, se debe considerar la protección que requieren las plántulas en estadios iniciales para asegurar su supervivencia. Esta es una práctica de manejo común en ecosistemas áridos como el de este estudio (Aerts et al. 2007; Dick, Alexander y Moczygemba 2016). Los resultados del primer experimento resaltan el rol prominente que pueden tener los herbívoros para impedir la regeneración natural o asistida de vegetación en este tipo de ecosistemas, lo cual podría ser síntoma de una estructura trófica degradada (Davidson 1993; Schmitz 2008; Doust 2011). Los efectos negativos de la herbivoría son muy comunes en ecosistemas tropicales degradados como el sudoeste de Sri Lanka (Goodale et al. 2014), el centro-norte de Chile (Cuevas et al. 2013), el sur de México (García-Orth y Martínez-Ramos 2008) y el norte de Etiopía (Aerts et al. 2007), entre otros. En el presente estudio, la emergencia de plántulas, en promedio, fue 1,5 veces mayor en los cuadrantes con protección que en aquellos sin ella; la supervivencia, 2,6 veces mayor; y el crecimiento, 1,3 veces mayor. Por lo tanto, cualquier actividad de revegetación, sea con siembra directa o con plántulas de vivero, debería incluir estructuras de protección contra herbívoros. Recomendamos utilizar cilindros de malla de gallinero similares a los ya descritos.

La adición de un mantillo en la superficie del suelo también se recomienda como una estrategia para mejorar el éxito de la siembra directa (Schmidt 2008). A pesar de que las diferencias en la emergencia y supervivencia de plántulas no fueron significativas entre el suelo descubierto y el que fue cubierto con mantillo, los porcentajes de emergencia para *I. insignis* y *P. serotina* y de supervivencia para *E. edulis* y *P. serotina* fueron ligeramente mayores cuando el suelo contó con esta protección. Con respecto al crecimiento, los promedios fueron significativamente mayores con el suelo cubierto para las especies *E. edulis* y *P. serotina*. Estas diferencias podrían deberse a la creación de un microclima más estable en donde se reducen los extremos de temperatura y la evapotranspiración, que son factores de riesgo en etapas tempranas para establecer la vegetación (González-Sosa et al. 2001; Cook et al. 2011; Mollard, Naeth y Cohen-Fernández 2014; Silva y Vieira 2017). Además, la adición de un mantillo reduce el riesgo de invasión de malezas y evita que exista una competencia por agua y nutrientes

que podría incidir en la supervivencia y crecimiento de las plantas sembradas (Pereira, Laura y Souza 2013; Silva y Vieira 2017). Por estas razones, se recomienda cubrir el suelo con un mantillo vegetal, especialmente si este se puede conseguir fácilmente en los sitios de siembra.

Con respecto a las tasas de crecimiento, registramos un descenso en el promedio de altura para *E. edulis* en las semanas 32 y 48 luego de la siembra, que pudo deberse a una prolongada sequía en este período que afectó negativamente a la biomasa aérea de las plántulas. Sin embargo, en el último registro de crecimiento, a la semana 48, se puede observar un ligero incremento de altura por el apareamiento de nuevos brotes aéreos, confirmando el gran potencial de crecimiento de *E. edulis* señalado en otros estudios (Crespo 2014).

Con respecto al deshierbe como parte de la siembra directa, los resultados del primer experimento sugieren que las malezas no ejercen una presión competitiva importante en el valle del río Pamar. Por lo tanto, sería suficiente removerlas durante la preparación del terreno y después de un año de la siembra. Es probable que el potencial competitivo de la vegetación ruderal se deba a un bajo volumen anual de precipitación comparado con otros ecosistemas tropicales (Ewel 1999). Esta tendencia se ve reflejada en estudios realizados en ecosistemas con precipitación similar a la del valle del río Pamar (700-900 mm/año). Por ejemplo, el análisis realizado por Meli et al. (2018) en bosques semidecíduos de Brasil (1300 mm/año), en donde no fue necesario el deshierbe durante 24 semanas de observación. Asimismo, el estudio de Cabin et al. (2002) en bosques secos de Hawái, donde el deshierbe no afectó a la siembra directa de árboles (500 mm/año), y el de Pereira, Laura y Souza (2013), que concluye que el deshierbe no es necesario en la siembra directa de semillas mayores a 100 g de peso (1500 mm/año). En contraste, en estudios realizados en ecosistemas tropicales húmedos como Costa Rica y el sur de México, donde la precipitación anual supera los 2400 mm, el deshierbe se considera indispensable y fue aplicado dos o más veces por mes (Holl y Quiros-Nietzen 1999; García-Orth y Martínez-Ramos 2008).

Las inversiones para recuperar paisajes andinos degradados pueden tener un éxito limitado debido a barreras ecológicas (microclimas extremos,



herbivoría), socioeconómicas (altos costos, tenencia de tierra insegura) o tecnológicas (falta de conocimiento sobre manejo de especies) (Crespo 2014; Knoke et al. 2014). En este sentido, estudios como este pueden contribuir a superar estas barreras, al generar nuevo conocimiento sobre el manejo *in situ* de flora nativa, que contempla procesar semillas de manera adecuada; y al proponer técnicas de siembra que garanticen el prendimiento de las plantas, los requerimientos de mantenimiento y el tipo de especies que se adapten a las condiciones particulares de un ecosistema.

Finalmente, es importante recalcar que la información práctica e intuitiva de los finqueros del valle permitió que el conocimiento presentado aquí se generara de forma más rápida e eficiente. Sus recomendaciones fueron un excelente punto de partida para esta investigación y permitieron evitar un costoso proceso de prueba y error con docenas de especies. Por ende, consideramos que las iniciativas de restauración deben involucrar a los actores locales en todas sus etapas, de tal forma que estas logren sus objetivos sociales y ecológicos y sean sostenibles a largo plazo.

## Referencias

- Acero Duarte, Luis Enrique, y Nancy Barrera Marín. 1996. *Chachafruto o balú* (*Erythrina edulis*, T.): *cultivo y aprovechamiento*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia / Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Aerts, Raf, Aklilu Negussie, Wouter Maes, Eva November, Martin Hermy y Bart Muys. 2007. "Restoration of Dry Afromontane Forest Using Pioneer Shrubs as Nurse-Plants for *Olea europaea* ssp. *cuspidata*". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 15 (1): 129-38. doi:10.1111/j.1526-100X.2006.00197.x
- Bonilla-Moheno, Martha y Karen D. Holl. 2010. "Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 18 (S2): 438-45. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00580.x

- Brancalion, Pedro H. S., y Robin L. Chazdon. 2017. "Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 25 (4): 491-96. doi:10.1111/rec.12519
- Brancalion, Pedro H. S., y Juliano Van Melis. 2017. "On the Need for Innovation in Ecological Restoration". *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102 (2): 227-36. doi:10.3417/2016034
- Bugalho, Miguel N., Inés Ibáñez y James S. Clark. 2013. "The effects of deer herbivory and forest type on tree recruitment vary with plant growth stage". *Forest Ecology and Management*, 308: 90-100. doi:10.1016/j.foreco.2013.07.036
- Cabin, Robert J., Stephen G. Weller, David H. Lorence, Susan Cordell y Lisa J. Hadway. 2002. "Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve". *Biological Conservation* 104 (2): 181-90. doi:10.1016/S0006-3207(01)00163-X
- Campos-Filho, Eduardo M., José N. M. N. Da Costa, Osvaldo L. De Sousa y Rodrigo G. P. Junqueira. 2013. "Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil". *Journal of Sustainable Forestry* 32 (7): 702-27. doi:10.1080/10549811.2013.817341
- Chazdon, Robin L. 2008. "Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands". *Science* 320 (5882): 1458-60. doi:10.1126/science.1155365
- Chirino, Esteban, Alberto Vilagrosa y V. Ramón Vallejo. 2011. "Using hydrogel and clay to improve the water status of seedlings for dryland restoration". *Plant and Soil* 344 (1-2): 99-110. doi:10.1007/s11104-011-0730-1
- Cole, Rebecca J., Karen D. Holl, C. L. Keene y Rakan A. Zahawi. 2011. "Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest". *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1590-97. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.038
- Collaguazo, José y Darío Díaz. 2013. "Generación de geoinformación para la gestión del territorio a nivel nacional". Perfil PN4-P135. <https://bit.ly/2Psv1zt>

- Cook, Kerri L., Wesley W. Wallender, Caroline S. Bledsoe, Gregory Pasternack y Shrini K. Upadhyaya. 2011. "Effects of Native Plant Species, Mycorrhizal Inoculum, and Mulch on Restoration of Reservoir Sediment Following Dam Removal, Elwha River, Olympic Peninsula, Washington". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 19 (2): 251-60. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00559.x
- Crespo, Antonio. 2014. "Direct seeding with native trees in south central Ecuador: Enhancing restoration potential with local knowledge". Tesis doctoral, Universidad de Florida.
- Crespo, Antonio, Karla Pintado y Héctor Pérez. 2017. "Influencia de la herbivoría y el deshierbe en la siembra directa de árboles nativos en un valle interandino del sur del Ecuador". En *Restauración del paisaje en Latinoamérica: Experiencias y perspectivas futuras*, editado por Marina Mazón, Juan Maita y Nikolay Aguirre, 97-108. Loja: Universidad Nacional de Loja / Condesan.
- Cuevas, Jaime G., Sergio I. Silva, Pedro León-Lobos y Rosanna Ginocchio. 2013. "Nurse effect and herbivory exclusion facilitate plant colonization in abandoned mine tailings storage facilities in north-central Chile". *Revista Chilena de Historia Natural* 86 (1): 63-74. doi:10.4067/S0716-078X2013000100006
- Davidson, Diane W. 1993. "The Effects of Herbivory and Granivory on Terrestrial Plant Succession". *Oikos* 68 (1): 25-35. doi:10.2307/3545305
- Day, Robert William, y Gerry P. Quinn. 1989. "Comparisons of Treatments After an Analysis of Variance in Ecology". *Ecological Monographs* 59 (4): 433-63. doi:10.2307/1943075
- Dick, Krysten, Heather D. Alexander y Jonathan D. Moczygemba. 2016. "Use of shelter tubes, grass-specific herbicide, and herbivore exclosures to reduce stressors and improve restoration of semiarid thornscrub forests". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 24 (6): 785-93. doi:10.1111/rec.12373
- Doust, Susan J. 2011. "Seed Removal and Predation as Factors Affecting Seed Availability of Tree Species in Degraded Habitats and Restoration Plantings in Rainforest Areas of Queensland, Australia". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 19 (5): 617-26. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00681.x

- Doust, Susan J., Peter D. Erskine y David Lamb. 2006. "Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia". *Forest Ecology and Management* 234 (1-3): 333-43. doi:10.1016/j.foreco.2006.07.014
- 2008. "Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia". *Forest Ecology and Management* 256 (5): 1178-88. doi:10.1016/j.foreco.2008.06.019
- Douterlungne, David, Samuel I. Levy-Tacher, Duncan J. Golicher y Francisco Román Dañobeytia. 2010. "Applying Indigenous Knowledge to the Restoration of Degraded Tropical Rain Forest Clearings Dominated by Bracken Fern". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 18 (3): 322-29. doi:10.1111/j.1526-100X.2008.00459.x
- Eichhorn, Markus P., Reuben Nilus, Stephen G. Compton, Sue E. Hartley y David F. R. P. Burslem. 2010. "Herbivory of tropical rain forest tree seedlings correlates with future mortality". *Ecology* 91 (4): 1092-101. doi:10.1890/09-0300.1
- Engel, Vera Lex, y John A. Parrotta. 2001. "An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil". *Forest Ecology and Management* 152 (1-3): 169-81. doi:10.1016/S0378-1127(00)00600-9
- Ewel, Jack J. 1999. "Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use". *Agroforestry Systems* 45 (1-3): 1-21. doi:10.1023/A:1006219721151
- García-Orth, Ximena, y Miguel Martínez-Ramos. 2008. "Seed Dynamics of Early and Late Successional Tree Species in Tropical Abandoned Pastures: Seed Burial as a Way of Evading Predation". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 16 (3): 435-43. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00320.x

- González-Sosa, Enrique, Isabelle Braud, Jean-Louis Thony, Michel Vauclin y Jean-Christophe Calvet. 2001. "Heat and water exchanges of fallow land covered with a plant-residue mulch layer: A modelling study using the three year MUREX data set". *Journal of Hydrology* 244 (3-4): 119-36. doi:10.1016/S0022-1694(00)00423-6
- Goodale, Uromi M., Graeme P. Berlyn, Timothy G. Gregoire, Kushan U. Tennakoon y Mark S. Ashton. 2014. "Differences in Survival and Growth Among Tropical Rain Forest Pioneer Tree Seedlings in Relation to Canopy Openness and Herbivory". *Biotropica: The Scientific Journal of the ATBC* 46 (2): 183-93. doi:10.1111/btp.12088
- Guariguata, Manuel R., y Rebecca Ostertag. 2001. "Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics". *Forest Ecology and Management* 148 (1-3): 185-206. doi:10.1016/S0378-1127(00)00535-1
- Günter, Sven, Paul González, Guido Álvarez, Nikolay Aguirre, Ximena Palomeque, Frank Haubrich y Michael Weber. 2009. "Determinants for successful reforestation of abandoned pastures in the Andes: Soil conditions and vegetation cover". *Forest Ecology and Management* 258 (2): 81-91. doi:10.1016/j.foreco.2009.03.042
- Himley, Matthew. 2009. "Nature conservation, rural livelihoods, and territorial control in Andean Ecuador". *Geoforum* 40 (5): 832-42. doi:10.1016/j.geoforum.2009.06.001
- Holl, Karen D. 2017. "Restoring tropical forests from the bottom up". *Science* 355 (6324): 455-56. doi:10.1126/science.aam5432
- Holl, Karen D., Michael E. Loik, Eleanor H. V. Lin e Ivan A. Samuels. 2000. "Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 8 (4): 339-49. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Holl, Karen D., y Edgar Quiros-Nietzen. 1999. "The effect of rabbit herbivory on reforestation of abandoned pasture in southern Costa Rica". *Biological Conservation* 87 (3): 391-95. doi:10.1016/S0006-3207(98)00051-2

- Knoke, Thomas, Jörg Bendix, Perdita Pohle, Ute Hamer, Patrick Hildebrandt, Kristin Roos, Andrés Gerique, María L. Sandoval, Lutz Breuer, Alexander Tischer, Brenner Silva, Baltazar Calvas, Nikolay Aguirre, Luz M. Castro, David Windhorst, Michael Weber, Bernd Stimm, Sven Günter, Ximena Palomeque, Julio Mora, Reinhard Mosandl y Erwin Beck. 2014. "Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands". *Nature Communications* 5 (5612). doi:10.1038/ncomms6612
- MAE (Ministerio del Ambiente de Ecuador). 2013. *Modelo bioclimático para la representación de ecosistemas del Ecuador continental*. Quito: MAE.
- McNair, James N., Anusha Sunkara y Daniel Frobish. 2012. "How to analyze seed germination data using statistical time-to-event analysis: Non-parametric and semi-parametric methods". *Seed Science Research* 22 (2): 77-95. doi:10.1017/S0960258511000547
- Meli, Paula, Ingo Isernhagen, Pedro H. S. Brancalion, Elaine C. C. Isernhagen, Maurel Behling y Ricardo R. Rodrigues. 2018. "Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 26 (2): 212-19. doi:10.1111/rec.12567
- Minga Ochoa, Danilo, y Adolfo Verdugo Navas. 2016. *Árboles y arbustos de los ríos de Cuenca*. Cuenca: Universidad del Azuay / Editorial Don Bosco.
- Minnick, Tamera J., y Richard D. Alward. 2012. "Soil moisture enhancement techniques aid shrub transplant success in an arid shrubland restoration". *Rangeland Ecology & Management (Journal of Range Management Archives)* 65 (3): 232-40. doi:10.2111/REM-D-10-00133.1
- Mollard, Federico P. O., M. Anne Naeth y Anayansi Cohen-Fernández. 2014. "Impacts of mulch on prairie seedling establishment: Facilitative to inhibitory effects". *Ecological Engineering*, 64: 377-84. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.01.012

- Murcia, Carolina, Manuel R. Guariguata, Ángela Andrade, Germán Ignacio Andrade, James Aronson, Elsa Matilde Escobar, Andrés Etter, Flavio H. Moreno, Wilson Ramírez y Elena Montes. 2016. “Challenges and Prospects for Scaling-up Ecological Restoration to Meet International Commitments: Colombia as a Case Study”. *Conservation Letters: A Journal of the Society for Conservation Biology* 9 (3): 213-20. doi:10.1111/conl.12199
- Palomeque, Ximena. 2012. “Natural succession and tree plantation as alternatives for restoring abandoned lands in the Andes of Southern Ecuador: Aspects of facilitation and competition”. Tesis doctoral, Universidad Técnica de Múnich.
- Pennington, Terrence D., y Nixon Revelo. 1997. *El género Inga en el Ecuador: morfología, distribución y usos*. Londres: Royal Botanical Gardens, Kew.
- Pereira, Silvia Rahe, Valdemir A. Laura y Andréa L. T. Souza. 2013. “Establishment of Fabaceae Tree Species in a Tropical Pasture: Influence of Seed Size and Weeding Methods”. *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 21 (1): 67-74. doi:10.1111/j.1526-100X.2011.00858.x
- Pintado, Karla Estefanía. 2016. “Influencia del microclima y labrado del suelo en la siembra directa de *Oreocallis grandiflora* en dos ecosistemas degradados del sur del Ecuador”. Trabajo de grado, Universidad del Azuay.
- Reynel, Carlos, y Jaime León. 1990. *Árboles y arbustos andinos para agroforestería y conservación de suelos*. Lima: Dirección General de Forestal y Fauna / Ministerio de Agricultura.
- Rhoades, Charles C., Gregory E. Eckert y David C. Coleman. 1998. “Effect of Pasture Trees on Soil Nitrogen and Organic Matter: Implications for Tropical Montane Forest Restoration”. *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 6 (3): 262-70. doi:10.1046/j.1526-100X.1998.00639.x
- Román, Francisco, Rivieth de Liones, Adriana Sautu, José Deago y Jefferson S. Hall. 2012. *Guía para la propagación de 120 especies de árboles nativos de Panamá y el neotrópico*. Cali: Environmental Leadership and Training Initiative / Yale School of Forestry and Environmental Studies.

- Sánchez de Lorenzo-Cáceres, José. 2009. *Guía de las plantas ornamentales*. Murcia: Mundi-Prensa Libros.
- Schmidt, Lars. 2008. "A review of direct sowing versus planting in tropical afforestation and land rehabilitation". *Development and Environment Series*, 10. <https://bit.ly/2lXGMja>
- Schmitz, Oswald J. 2008. "Herbivory from Individuals to Ecosystems". *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 133-52. doi:10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173418
- Shoo, Luke P., y Carla P. Catterall. 2013. "Stimulating natural regeneration of tropical forest on degraded land: Approaches, outcomes, and information gaps". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 21 (6): 670-77. doi:10.1111/rec.12048
- Silva, Raíssa R. P., Daniel R. Oliveira, Gustavo P. E. da Rocha y Daniel Luís Vieira. 2015. "Direct seeding of Brazilian savanna trees: Effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 23 (4): 393-401. doi:10.1111/rec.12213
- Silva, Raíssa R. P., y Daniel Luís Vieira. 2017. "Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: Responses to seed burial, mulching and an invasive grass". *Applied Vegetation Science: Conservation, Restoration and Survey of Plant Communities* 20 (3): 410-21. doi:10.1111/avsc.12305
- Sovu, Patrice Savadogo, Muluaem Tigabu y Per Christer Odén. 2010. "Restoration of Former Grazing Lands in the Highlands of Laos Using Direct Seeding of Four Native Tree Species". *Mountain Research and Development* 30 (3): 232-43. doi:10.1659/MRD-JOURNAL-D-10-00031.1
- Torre, Lucía de la, Hugo Navarrete, Priscilla Muriel M., Manuel J. Macía y Henrik Balslev, eds. 2008. *Enciclopedia de las Plantas Útiles del Ecuador*. Quito: Herbario QCA de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador / Herbario AAU del Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Aarhus.
- Ulloa, Carmen, y Peter Jørgensen. 1995. *Árboles y arbustos de los Andes del Ecuador*. 2.<sup>a</sup> ed. Quito: Editorial Abya-Yala.



- Valencia, Renato, Carlos Cerón, Walter Palacios y Rodrigo Sierra. 1999. “Las formaciones naturales de la Sierra del Ecuador”. En *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de la vegetación para el Ecuador continental*, editado por Rodrigo Sierra, 79-108. Quito: Proyecto INEFAN-GEF-BIRF / EcoCiencia.
- Vargas Ríos, Orlando, y Laura Pérez-Martínez, eds. 2014. *Semillas de plantas de páramo: Ecología y métodos de germinación aplicados a la restauración ecológica*. Bogotá: Grupo de Restauración Ecológica / Universidad Nacional de Colombia.
- Vieira, Daniel Luís, Victor Vinícius de Lima, Anderson Cassio Sevilha y Alidicir Scariot. 2008. “Consequences of dry-season seed dispersal on seedling establishment of dry forest trees: Should we store seeds until the rains?”. *Forest Ecology and Management* 256 (3): 471-81. doi:10.1016/j.foreco.2008.04.052
- Woods, Kevin, y Stephen Elliott. 2004. “Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand”. *Journal of Tropical Forest Science* 16 (2): 248-59. <https://bit.ly/2NJ8WKP>

# La restauración forestal como patrón de uso de suelo: turismo de naturaleza en Mindo

Jorje I. Zalles

Cuando la cobertura de bosque ha sido suplantada por otros tipos de vegetación, las acciones tendientes a aumentar superficie boscosa se denominan restauración forestal (Mansourian 2005). Se trata de un tipo de uso de suelo, definido por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) como el conjunto de “arreglos, actividades e insumos humanos dirigidos a producir, cambiar o mantener cierto tipo de [cobertura biofísica en superficie]” (FAO y UNEP 1999, 7). Explicar los usos de suelo es necesario para establecer en qué medida una intervención externa, un proceso social inducido, una iniciativa de base o la incursión de nuevas modalidades productivas puede o no favorecer a la restauración forestal. En otras palabras, para propiciar estas acciones en paisajes deforestados se requiere entender las dinámicas mediante las cuales se establecen, perpetúan o modifican ciertos patrones de uso de suelo en determinado territorio.

El presente estudio discute la influencia que tiene el turismo basado en naturaleza sobre los patrones de uso de suelo en Mindo, una parroquia rural de 269 km<sup>2</sup> ubicada al noroccidente de Pichincha. Específicamente, se analiza la relación entre dicha actividad y el uso de suelo que favorece aumentos en cobertura forestal nativa. El noroccidente de Pichincha tiene un rango altitudinal de 4600 m a lo largo de la línea equinoccial. Está ubicado en el empalme de dos de las ecorregiones más biodiversas del planeta (las planicies costeras del Chocó y los bosques montanos de los Andes tropicales) y ocupa

una zona muy reconocida por su excepcional diversidad biológica (Olson y Dinerstein 1998), particularmente por su peculiar avifauna (Stattersfield et al. 1998; Devenish et al. 2009). Tanto el Chocó como los Andes tropicales son considerados ecorregiones prioritarias para la conservación biológica mundial, en vista de su actual e histórica pérdida de hábitat y la consecuente probabilidad de extinción de sus formas de vida únicas (Myers et al. 2000; Brooks et al. 2006). Desde 1990 en adelante, la vida silvestre y el medio ambiente natural del noroccidente de Pichincha se han consolidado como importantes fuentes de ingresos locales y regionales sobre la base de su creciente uso no extractivo en la forma de atracción turística.

Las actividades cuyo principal atractivo para los visitantes es la interacción con el medio ambiente natural –llamadas colectivamente turismo basado en naturaleza– son reconocidas como uno de los principales incentivos económicos indirectos para la conservación biológica. Operan al modificar las dinámicas productivas asociadas al uso de recursos naturales con miras a promocionar actividades económicas de mayor afinidad a la conservación biológica. La intención es propiciar un redireccionamiento de factores de producción hacia sectores asociados con menor degradación ambiental, aumentar los ingresos a fin de disminuir la dependencia de usos extractivos, o servir de aliciente para sectores económicos relacionados con la calidad ambiental (McNeely, Faith y Albers 2005).

De todos los segmentos de mercado que conforman el turismo basado en naturaleza, las visitas para observar vida silvestre en su estado natural constituyen la articulación más directa entre incentivo económico y conservación biológica (Valentine y Birtles 2004; Tapper 2006). Se espera que la valoración crematística de vida silvestre tenga repercusiones sobre la gestión paisajística del destino, entendida en términos de modalidades y patrones de uso de suelo (Higginbottom y Tribe 2004; Tisdell y Wilson 2012). En definitiva, se desea que los incentivos económicos procedentes del turismo basado en naturaleza generen cambios en el uso de suelo favorables a la biodiversidad silvestre de los paisajes destino; esto incluye la restauración forestal tanto activa como pasiva.

El turismo basado en naturaleza inicia de manera formal en Mindo a raíz de la declaratoria del Bosque Protector Mindo-Nambillo (BPMN), en

1988. Antes, la actividad económica local estaba centrada en la producción agrícola (caña de azúcar, plátano, yuca, maíz) y ganadera (de leche y de engorde), la tala de árboles (cedro, canelo, aguacatillo, roble, malva) y la pesca (lisa); la dieta de los pobladores se suplementaba con la cacería. La declaratoria del BPMN, impulsada por una agrupación de base local llamada Amigos de la Naturaleza de Mindo, estuvo acompañada por un plan de manejo que contemplaba el desarrollo turístico del área protegida como una opción preferente de uso sustentable. El plan de manejo estipuló crear un cuadro local de naturalistas preparados para brindar servicios de acompañamiento a turistas. El grupo de personas que se capacitó bajo este estímulo inicial eventualmente conformaría el núcleo de lo que hoy es la Asociación de Guías Naturalistas de Mindo, donde se reúne el más importante acervo de conocimiento local disponible para turistas sobre el medio ambiente silvestre en la parroquia.

Durante la década de los ochenta, no existían instalaciones apropiadas para el alojamiento y la alimentación de turistas en Mindo. En 1990, con financiamiento externo canalizado a través de organizaciones no gubernamentales quiteñas, Amigos de la Naturaleza inauguró el Centro de Educación Ambiental –actualmente en operación–, orientado a recibir visitantes interesados en el turismo de vida silvestre. Ese mismo año abrió sus puertas la primera hostería en Mindo con el objetivo de recibir visitantes extranjeros. Con ayuda de capital quiteño, se inició una dinámica que caracteriza la inversión en infraestructura turística en Mindo hasta el día de hoy.

Gracias a su privilegiada diversidad de aves, Mindo se ha logrado posicionar como destino turístico internacional en corto tiempo. A mediados de la década de los noventa, el turismo suplantó a la pequeña agricultura y ganadería como principal fuente de ingresos en el valle alrededor de la cabecera parroquial. El aumento paulatino de turistas en Mindo se atribuye, en gran medida, a la apertura de la carretera Calacalí-La Independencia, en 1992. En principio, el sector se estructuró tomando en cuenta a visitantes extranjeros, especialmente a los observadores de aves, lo cual implicó aún mayor inversión en infraestructura y servicios provenientes de fuera de la parroquia. Desde 1994, Mindo ha sido una de las sedes mundiales del Conteo Navideño de Aves auspiciado por la National Audubon Society de

Estados Unidos, ocupando regularmente el primer puesto en número de especies registradas. Por tal motivo, el título de Capital Mundial de Aves figura prominentemente en material promocional, tanto privado como público, de la parroquia.

Hacia fines del siglo XX, la consolidación de Mindo como destino turístico nacional trajo consigo una diversificación de la oferta de servicios turísticos basados en naturaleza. Se empezaron a ofertar otras experiencias como regata (flotar en río sobre tubos de llanta inflados), *rappel* (descender por superficies verticales con ayuda de un sistema de cuerdas), *canyoning* (practicar *rappel* dentro en una cascada) y *ziplining* (desplazarse en un cable colgado entre dos puntos fijos a distinta altura). Si bien durante década de los noventa la base del turismo en Mindo fueron los visitantes extranjeros que deseaban observar vida silvestre, hoy en día también se recibe a turistas nacionales, para quienes el mayor atractivo son las actividades de aventura.

Con una población de 3842 personas a 2010, la participación laboral directa del sector turismo a nivel parroquial en ese año fue de 17,31 % (INEC 2016b). Para mediados de 2016, en el registro público del Centro Municipal de Información Turística en Mindo constaban 30 establecimientos de alimentos y bebidas, 54 de alojamiento, 14 agencias de viaje (operadoras turísticas), 40 atractivos (complejos turísticos incluidos) y siete reservas privadas en la zona de amortiguamiento del BPMN dedicadas al senderismo y la observación de aves. A pesar de ello, a esa fecha la parroquia no contaba con una agrupación gremial dedicada; la Cámara de Turismo más cercana estaba domiciliada en San Miguel de los Bancos. Además, a pesar de que el Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización (Cootad), promulgado en 2010, otorga competencias exclusivas sobre la planificación del desarrollo y el ordenamiento territorial al nivel administrativo parroquial, a esa fecha, desde el gobierno municipal de San Miguel de los Bancos no se habían transferido las competencias turísticas al gobierno parroquial de Mindo.

El Bosque Protector Mindo-Nambillo, actualmente un importante recurso turístico, ocupaba el 32 % de la superficie parroquial a 2014; otro 48 % de la parroquia también presentaba cobertura forestal (GAD Mindo 2015). ¿Cuánto influye el turismo de naturaleza en la manutención de bosques fuera

de los límites del BPMN? ¿Qué papel juega en las decisiones de uso de suelo en el restante 20 % de la parroquia, dedicado a la agricultura y la ganadería? A primera vista, resulta evidente que en Mindo existe una estrecha relación entre el turismo basado en naturaleza y el uso de suelo: quien vaya de visita constatará la diversa oferta de actividades dirigidas al contacto con el medio ambiente natural. Sin embargo, establecer si el turismo de naturaleza influye sobre los patrones de uso de suelo que se allí se observan y, de ser así, su grado de influencia, requiere de un análisis más riguroso y ordenado.

## Uso de suelo

Los procesos de cambio en uso de suelo se explican a partir de una gran variedad de factores habilitantes y situaciones causales. Algunas de estas se encuentran más cercanas a la acción de modificación ecosistémica en sí misma, denominadas próximas (o directas); otras, llamadas subyacentes (o indirectas), están más alejadas pero no son menos determinantes en la transformación paisajística. A menudo, esta distinción se describe en términos de una dualidad agencia-estructura (Chowdhury y Turner 2006), donde la primera se refiere a las posibilidades y decisiones de agentes individuales (causalidad próxima) y la segunda, a todo aquello que restringe o favorece las elecciones de dichos actores (causalidad subyacente). Un patrón de uso de suelo se traza bajo la influencia conjunta de causalidades tanto próximas como subyacentes.

La causalidad próxima alude a las decisiones y acciones físicas sobre el suelo que los actores emprenden con respecto a coberturas alternativas. Es endógena al entorno de decisión inmediato, indica una intencionalidad y se expresa en una resolución espacio-temporal discreta, de carácter local.

Al contrario, la causalidad subyacente surge de circunstancias fuera del control de quienes toman decisiones de uso de suelo. Opera sobre la causalidad próxima de manera difusa, a distancia, poniendo condicionantes externos al conjunto posible de decisiones locales sobre el aprovechamiento de la cobertura. Su expresión resolutive es de escala espacio-temporal mayor a aquella correspondiente a la acción de transformación de suelo.

En definitiva, la causalidad próxima se reconoce en términos de la microagencia sobre cobertura de suelo por parte de los actores involucrados, mientras que la subyacente es de naturaleza macroestructural, la cual representa el “complejo de variables sociales, políticas, económicas, demográficas, tecnológicas, culturales y biofísicas que constituyen las condiciones iniciales en la relación humano-medio ambiente” (Lambin, Geist y Lepers 2003, 216).

Los usos de suelo ponen de manifiesto el carácter recíproco que tiene el acoplamiento entre humanos y recursos naturales en un determinado espacio biofísico. Se los puede conceptualizar como un sistema articulado de componentes sociales y ecológicos de estructura jerárquica que implica retoolimentación (Liu et al. 2007; Alberti et al. 2011). El sistema humano-naturaleza resultante –en este caso, uso de suelo–, condiciona, limita o potencia sus alternativas posibles tomando en cuenta los entornos ambiental, sociopolítico y económico correspondientes (Ostrom 2007; Ostrom y Cox 2010). Un sistema acoplado de uso de suelo contempla la transformación paisajística como un proceso que sucede en escalas espacio-temporales y sociales anidadas (Agarwal et al. 2000). La perspectiva de sistema acoplado articula fuerzas motrices, actores sociales y modificaciones ecosistémicas en un esfuerzo por explicar los patrones de cambio en cobertura o uso de suelo (Hersperger et al. 2010).

Desde una perspectiva social, las particularidades del paisaje dependen, en primera instancia, de la agencia individual de actores que toman decisiones personales o colectivas con respecto a la cobertura de suelo en distintas superficies. Por ejemplo, en predios donde el bosque original ha sido eliminado, sembrar árboles o cesar la roza para permitir la regeneración natural son dos decisiones de uso que promueven la restauración forestal (Sabogal, Besacier y McGuire 2015). Por ende, un primer componente social del sistema acoplado de uso de suelo es la agencia individual de actores sociales. Ahora, los atributos ecológicos de una superficie son puestos a beneficio de una sociedad mediante normas, regulaciones, instituciones, prácticas de manejo y técnicas productivas que, en conjunto, determinan una modalidad particular de gestión paisajística. Se identifica así un segundo estrato del sistema acoplado de uso

de suelo: el marco institucional. Finalmente, y tomando en cuenta que los suelos se usan a fin de suplir necesidades socioeconómicas, culturales o políticas, se vislumbra un tercer y último estrato sistémico: el contexto estructural que restringe el universo de opciones disponibles a los tomadores de decisión pertinentes, dentro del cual toma cuerpo un marco institucional dado.

En resumen, el aspecto social de un sistema acoplado de uso de suelo se puede conceptualizar con base en tres componentes organizados jerárquicamente: agencia individual, marco institucional y contexto estructural. El nivel de menor escala corresponde a la toma de decisiones individuales sobre uso de suelo. En el inmediatamente superior se encuentra el marco institucional. Por último, enmarcando a ambos, el contexto estructural constituye el nivel de más amplia escala. La causalidad próxima se expresa en los niveles de menor escala, mientras que la subyacente, en aquellos de mayor escala; a escalas intermedias, el marco institucional representa causalidad tanto próxima como subyacente.

Los tres componentes, en operación conjunta y a través de su interacción con la materialidad biofísica del paisaje, configuran las fuerzas motrices que explican un determinado patrón de uso de suelo. Por lo tanto, analizar el grado de influencia que el turismo basado en naturaleza ejerce sobre patrones de uso de suelo en Mindo requiere establecer la relación entre este sector productivo y cada uno de estos tres componentes del sistema. Para el efecto, se llevaron a cabo tres líneas de investigación. En primer lugar, mediante entrevistas semiestructuradas, se identificaron las principales variables que motivan a los participantes de un programa parroquial de restauración forestal. En segundo lugar, entrevistas abiertas a informantes clave permitieron esclarecer el marco institucional asociado al turismo basado en naturaleza en la parroquia Mindo. Finalmente, a través de revisión documental, se dilucidó el contexto estructural dentro del cual operan las decisiones de uso de suelo en esa parroquia. En este caso, para ser descrito como una fuerza motriz a favor de la restauración forestal, el turismo de naturaleza debe conjugar un contexto estructural favorable, un marco institucional conducente y factores de agencia individual propicios para el incremento de cobertura boscosa nativa.



## Agencia individual

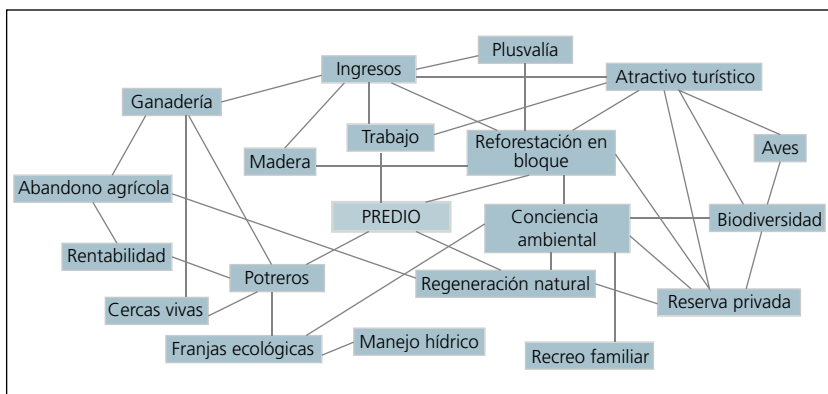
Para el estudio de agencia individual se condujeron entrevistas semiestructuradas con una muestra aleatoria de 20 participantes en el Proyecto de Restauración Forestal MAE-Mindo, un programa de siembra de árboles nativos conducido por la junta parroquial con auspicio del gobierno central. Dicho proyecto pone a disposición de propietarios o poseionarios de tierra un mecanismo para ampliar la cobertura arbórea tipo silvestre en sus predios. Es una iniciativa llevada a cabo con auspicio del Programa Nacional de Restauración Forestal con fines de Conservación Ambiental y Protección de Cuencas Hídricas ejecutado por el Ministerio del Ambiente (MAE), a través del Programa Socio Bosque. El objetivo de las entrevistas fue determinar cuánto influyen las motivaciones turísticas sobre decisiones de uso de suelo que aumentan cobertura forestal nativa en la parroquia Mindo. Las entrevistas estuvieron organizadas en torno a dos preguntas: ¿cuál ha sido el uso de suelo histórico en el predio que participa de la restauración forestal? y ¿cuáles son sus motivaciones como individuo para adherirse al Proyecto de Restauración Forestal? El propósito del estudio, determinar la incidencia de razones turísticas en la decisión sobre el uso de suelo, no fue divulgado a los entrevistados con anterioridad.

La información resultante se procesó mediante el uso de un modelo mental denominado mapa cognitivo, que permite realizar una representación cualitativa de las principales variables asociadas a la toma de decisión y su grado de relacionamiento (Özesmi y Özesmi 2004). Se trata de una herramienta metodológica que ayuda a identificar las apreciaciones subjetivas respecto al funcionamiento de un sistema, proporcionando un esquema inferencial a través del cual investigar las preferencias, acciones y comportamientos de actores en una situación determinada (Jones et al. 2011). En esencia, elaborar un mapa cognitivo pasa por codificar las principales variables asociadas a una dinámica de interés, su ordenamiento en pares relacionados y su clasificación de acuerdo con criterios de centralidad, que implica no únicamente averiguar cuántas veces se menciona una variable, sino además cuánto se relaciona con otras (Özesmi y Özesmi 2004; Jones et al. 2011).

Esta herramienta ha sido utilizada para esbozar los procesos de decisión que se aplican a una situación de uso de suelo; por ejemplo, los sistemas de prácticas agropecuarias en torno a ganadería de dehesa en Bélgica (Vanwindekens, Stilmant y Baret 2013) o el mantenimiento de sistemas agroforestales en asociación con el cultivo de cacao en Ghana (Isaac, Dawoe y Sieciechowicz 2009). El presente estudio utiliza un mapa cognitivo que ilustra los principales parámetros decisorios que los participantes del Proyecto de Restauración Forestal emplearon al momento de destinar uso de suelo para el incremento de cobertura silvestre en Mindo. En estas circunstancias, compete determinar si la variable “turismo” se encuentra entre las principales motivaciones para emprender restauración forestal y, en ese caso, la centralidad que pueda tener.

Gracias a las entrevistas a participantes del Proyecto de Restauración Forestal MAE-Mindo, se pudieron identificar 20 variables decisorias fundamentales con respecto al uso de suelo, relacionadas entre sí mediante 36 vinculaciones directas (figura 3.1). Las variables decisorias representan conceptos clave con que los entrevistados explican sus decisiones de uso de suelo; las vinculaciones constituyen relaciones lineales entre variables, sea a través de causalidad inferida o de secuencia conceptual. Tanto las variables decisorias como sus vinculaciones fueron reconocidas y codificadas con base en el análisis cualitativo de las respuestas de los entrevistados. El mapa

Figura 3.1. Mapa cognitivo de variables decisorias para restauración forestal en Mindo



cognitivo resultante agrega las respuestas de los 20 entrevistados. La centralidad de la variable “atractivo turístico” es alta: fue mencionada como variable de decisión, sea primaria o secundaria, en 14 de las 20 entrevistas y se encuentra vinculada a otras seis. Se desprende que, para esta muestra de propietarios de tierra, la intención de mejorar el atractivo turístico de sus predios mediante el aumento en cobertura forestal constituye un factor primordial en sus decisiones de uso de suelo.

Este hecho tiene diversas raíces valorativas. Se identifican dos principales sendas de aproximación decisional hacia esta variable. La primera tiene que ver con su potencial para generar ingresos, sea de manera suplementaria o reemplazando a la actividad ganadera. La segunda proviene claramente de la relación tradicional que existe en Mindo entre la conservación biológica y el emprendimiento turístico. Mientras que en el primer caso la decisión de implementar actividades turísticas precede al uso de suelo encauzado hacia ese fin, en el segundo constituye una opción accesoria a un uso de suelo predeterminado y dirigido a mantener cobertura silvestre con fines conservacionistas.

En esta investigación, los entrevistados se clasifican en tres grupos de acuerdo con su principal motivación de usar suelo para la restauración forestal: turística, conservacionista y agroproductiva. En general, los actores para quienes la motivación principal es el turismo deciden implementar restauración forestal tomando en cuenta el potencial de ingresos. Para otros actores la motivación conservacionista es primordial, debido a que consideran el potencial turístico de un aumento en cobertura silvestre como un efecto accesorio. Aunque la causalidad próxima tras la decisión proviene de distintas raíces, su resultado en paisaje es equivalente y ambas están asociadas al turismo de una manera u otra.

En última instancia, para el primer grupo el turismo representa una fuente de ingresos. Es fundamental no perder de vista este punto al analizar el turismo basado en naturaleza como aliciente para la restauración forestal. Ante todo, se debe entender que el turismo es una industria sujeta a las fluctuaciones de la cantidad de visitantes, lo que incide directamente en la magnitud del beneficio financiero. Para un actor social cuya principal motivación son los ingresos potenciales, un cambio en las posibilidades

económicas asociadas puede incidir en el balance de variables decisorias originalmente alcanzado. En el presente caso, una disminución en flujos turísticos y la consecuente caída en ingresos derivados podrían conducir a cambiar la decisión de fomentar la cobertura silvestre como atractivo. Un entorno económico desfavorable al turismo tendría menor incidencia para aquellos actores cuya principal motivación es conservacionista.

## Marco institucional

El marco institucional asociado al turismo basado en naturaleza en Mindo se pudo caracterizar gracias a las entrevistas abiertas con informantes clave: líderes comunitarios y miembros influyentes del sector turístico. Tales entrevistas tuvieron un doble propósito: establecer la trayectoria histórica del turismo basado en naturaleza en la parroquia y definir los parámetros institucionales bajo los cuales la actividad se desarrolla hoy en día. El acercamiento institucional se realizó a escala parroquial. La unidad administrativa parroquial ofrece un acoplamiento espacial apropiado entre la escala ecosistémica de paisaje (Bailey 1996) y los distintos parámetros sociales, económicos y culturales que condicionan un determinado patrón de uso de suelo, al constituir la menor extensión administrativa con competencias territoriales exclusivas según el Cootad (2010).

En este caso, la descripción institucional sirve para desglosar el emprendimiento turístico en su generalidad con el propósito de identificar aquellas dinámicas sociales asociadas que influyen sobre las decisiones de uso de suelo. Para el efecto, se consideró al turismo basado en naturaleza como una situación de acción colectiva y se aplicó el esquema conceptual denominado marco de análisis y desarrollo institucional (Ostrom 2007, 2011). Dado que, en Mindo, el emprendimiento turístico se basa primordialmente en la naturaleza, y asumiendo que los involucrados en la actividad tienen un interés común en mantener la calidad del atractivo correspondiente, es factible estructurar la aproximación institucional desde una perspectiva de acción colectiva: comportamientos individuales que afectan una situación común sobre la cual se están tomando decisiones (Ostrom 2003).

En cuanto a un mosaico paisajístico, la materialidad biofísica de una superficie es el resultado agregado de las decisiones individuales que toman los distintos actores pertinentes en torno al uso de suelo. En términos de acción colectiva, la sumatoria espacial de las decisiones implementadas en cada extensión particular de suelo determinará las características del paisaje resultante, lo que, a su vez, condicionará los usos de suelo posibles a futuro y, por ende, modificará el cálculo individual de utilidad con respecto a coberturas alternativas.

El análisis institucional es una aproximación interdisciplinaria al estudio del comportamiento humano y sus formas de organización social, económica y política; entiende a la acción colectiva como una interacción dirigida a la provisión de bienes o servicios, que ocurre dentro de una “estructura de incentivos generados por las características de los bienes involucrados, las reglas en uso y los atributos de la comunidad de participantes involucrados” (Ostrom 2007, 245). Para los fines actuales, el bien de interés es el paisaje en su totalidad; a pesar de estar compuesto por extensiones de suelo individuales cuyo uso es excluyente y rival, en su emergencia como mosaico se vuelve un bien público en el sentido de que se presenta como no excluyente y no rival (Ostrom 2003). Un bien se considera excluyente cuando un usuario –o grupo de usuarios– puede evitar su consumo por parte de otros. Se califica como rival cuando su consumo por un usuario impide que otro también lo haga; en otras palabras, cuando un bien rival se consume deja de estar disponible para otros consumidores (Ostrom 2003). En definitiva, el beneficio de un paisaje como atractivo turístico es disfrutado por todos los actores pertinentes, no solamente por aquellos que dedican su predio particular a fines conservacionistas en espera de atraer turistas.

Dos aspectos cardinales son de particular transcendencia en la descripción de una situación de acción colectiva: las reglas que dan estructura a una interacción y los atributos que caracterizan a la comunidad de participantes en ella (Ostrom 2011). Las reglas son el conjunto de leyes, normas, regulaciones, costumbres, etc., que modulan el comportamiento de actores individuales con respecto a la provisión del bien. En este caso, interesan dos tipos de reglas para entender la relación entre el turismo basado en

naturaleza y el uso de suelo: aquellas asociadas a la delimitación (*boundary rules*), que en su expresión más básica “definen quién es un beneficiario legítimo y quién debe contribuir a la provisión de un bien colectivo” (Ostrom 2007, 249); y aquellas denominadas de resultado final (*payoff rules*), que “asignan retribuciones o sanciones externas a acciones particulares que se hayan llevado a cabo” (Ostrom 2005, 207). Los atributos de la comunidad de participantes son las particularidades del grupo humano que caracteriza el sistema estudiado, en términos que permitan caracterizar los distintos tipos de comportamiento que un individuo puede tomar ante la provisión o la producción del bien.

En Mindo, el turismo basado en naturaleza tiene cinco características institucionales definitorias. Primero, la actividad está tradicionalmente asociada con un propósito conservacionista. Segundo, la reputación del lugar como destino turístico se apunala en su diversidad de aves. Tercero, existe una diferenciación interna entre actividades dirigidas a la observación de vida silvestre, especialmente aves, y otras cuyo principal enfoque es el turismo de aventura. Cuarto, se evidencia una división entre los emprendimientos turísticos iniciados y dirigidos por pobladores locales y aquellos que representan inversión foránea a la localidad. Quinto, en la actualidad el sector no cuenta con una estructura de gobernanza interna ajustada a la escala administrativa parroquial. Las decisiones de uso de suelo y cambio en uso de suelo relacionadas con el turismo operan bajo la influencia conjunta de estas particularidades.

En sus inicios, el turismo en Mindo estuvo dirigido hacia el fomento de la conservación biológica. Al tomar esta actividad como un mecanismo conservacionista bajo auspicios de una agrupación local, el turismo fue entendido como herramienta para consolidar una agenda de protección de áreas, en este caso el Bosque Protector Mindo-Nambillo. De forma concomitante con su declaratoria, se llevó a cabo un amplio esfuerzo de educación y concientización ambiental que generó una masa crítica de interés local y comunitario por la conservación biológica. Es decir, alrededor de la asociación turismo-conservación se generó un significativo acervo de capital social, entendido como un conjunto de lazos de confianza y reciprocidad, reglas y normas de conducta compartidas y

redes de apoyo mutuo (Pretty y Ward 2001). Con el pasar de los años, la actividad turística se convirtió en potencial fuente de ingresos para otros cuya agenda no es en esencia conservacionista; sin embargo, todos entienden que la perdurabilidad del atractivo ofrecido depende de esfuerzos por mantener o mejorar la calidad ecológica del territorio. En otras palabras, en Mindo el turismo y la conservación biológica van de la mano.

La conservación biológica tiene por principal objetivo mantener la funcionalidad evolutiva de un paisaje, propiedad descrita en términos de integridad biológica (Angermeier y Karr 1994). Esto requiere de un mosaico superficial cuya estructura y dinamismo temporal refleje la composición, fisionomía y conectividad del hábitat correspondiente en estado silvestre (Dunning, Danielson y Pulliam 1992; Taylor et al. 1993). La extensión, calidad y distribución de cobertura forestal son las principales determinantes de integridad biológica a escala de paisaje en ecorregiones de carácter boscoso (Fahrig 2003). En el caso de Mindo, se espera que la integridad biológica del paisaje sea de interés institucional para el turismo enfocado en la observación de aves; mantener poblaciones saludables de las especies implica precautelar la base forestal que las sostiene. Sin embargo, el vínculo no es tan claro con respecto al turismo de aventura. Si bien este aprovecha el entorno natural como escenario propicio para sus actividades, estas no dependen de un paisaje que mantenga propiedades adecuadas para el desenvolvimiento evolutivo de vida silvestre.

El aviturismo se presenta como incentivo económico a la conservación biológica mediante una valoración crematística de las aves en estado silvestre, es decir, el valor monetario que tiene su avistamiento para un visitante (Şekercioğlu 2002). Se presume que una prioridad para aquellos habitantes locales involucrados en la cadena de valor asociada al aviturismo es conservar los sistemas ecológicos que generan y mantienen diversidad de aves. Debido al amplio rango de nichos ecológicos que abarca una determinada comunidad de especies, el cuidado de estos vertebrados como recurso turístico requiere de un acercamiento integral a la conservación del hábitat correspondiente.

Si bien tradicionalmente la observación de aves ha sido el cimiento promocional de Mindo como destino turístico, en la actualidad ese nicho

comercial se encuentra relegado en relación con el volumen de visitantes. Uno de los líderes gremiales entrevistados calcula que, a la fecha, únicamente 40 % del volumen turístico corresponde a la observación de aves y otras formas de contacto apreciativo de lo silvestre; el monto restante pertenece principalmente al turismo de aventura. Sin embargo, el aviturismo sigue siendo más rentable que otros tipos de turismo basado en naturaleza, lo que compensa, en cierta medida, la disminución del flujo de visitantes. La observación de aves es costosa, quienes la realizan están conscientes de ello y, por ende, están dispuestos a pagar lo necesario para llevarla a cabo exitosamente. En su mayoría, la demanda proviene de extranjeros, para quienes la declaratoria internacional de Mindo como un Área de Importancia Mundial para la Aves (Devenish et al. 2009), así como su continuo y destacado desempeño en términos de conteo mundial de aves constituyen motivación suficiente para el gasto que implica una visita.

En Mindo se evidencia una tensión institucional entre los distintos segmentos de la actividad turística basada en naturaleza, ya que el avistamiento de aves y el turismo de aventura no dependen de la integridad biológica a escala de paisaje de la misma manera. En primer lugar, las reglas de delimitación no son claras para distinguir entre las actividades de visita que dependen de la integridad biológica del paisaje, como la observación de aves, y aquellas que simplemente sacan provecho de un entorno natural sin requerir del mismo mayor grado de conservación, en este caso el turismo de aventura. En segundo lugar, existe un conflicto entre este último y la observación de vida silvestre en torno a las reglas de resultado final, es decir, no hay concordancia entre el incentivo de cada uno con respecto a la inversión en aumento de cobertura silvestre y un posible mayor ingreso.

Mientras que ambos segmentos del mercado se benefician de un entorno natural privilegiado, solo aquel cuyo atractivo principal es la biodiversidad tiene interés en invertir recursos en un uso de suelo tendiente a la integridad biológica. No existe sanción para quienes privilegian la cantidad de visitantes sobre la calidad de la visita y pueden ocasionar daños a la base conjunta del atractivo, o para quienes se aprovechan de un paisaje en buen estado de conservación derivado del esfuerzo de otros,



sin contribuir a una gestión propensa a la integridad biológica. La distribución de beneficios y sanciones resultante es inequitativa en cuanto a la carga de establecer y mantener elementos paisajísticos en simpatía con la biodiversidad silvestre.

En definitiva, el turismo basado en aventura capta beneficios del paisaje sin tener mucho aliciente para mejorarlo en términos de integridad biológica. En vista del constante crecimiento de esta actividad turística en Mindo, cabe preguntarse si la relación entre turismo e integridad biológica del paisaje es sustentable. En otras palabras, ¿el turismo corre el riesgo de un desacoplamiento entre la integridad biológica a escala paisajística y su potencial como atractivo turístico basado en naturaleza? Hasta la fecha, tanto la influencia institucional inicial con trasfondo conservacionista como la existencia de la Asociación de Guías Naturalistas de Mindo como influyente grupo de actores en el ámbito local han logrado mantener la conservación biológica como preocupación central del emprendimiento turístico en la parroquia. No obstante, sin instancias de coordinación gremial ajustadas a la escala territorial correspondiente –por ejemplo, una cámara de turismo parroquial–, este balance puede ser insostenible a futuro.

En lo que concierne a los atributos de la comunidad de participantes, el emprendimiento del turismo basado en naturaleza en Mindo muestra dos principales grupos, escindidos, no en términos operativos o de segmento de mercado, sino en relación con su proveniencia y estabilidad en el tiempo. Existe una diferencia en el horizonte temporal de interés por las condiciones ecológicas locales entre los miembros de la comunidad de Mindo que invierten en turismo y los emprendedores foráneos, cuya disposición es más bien coyuntural. Tal discrepancia se refleja en la tasa de descuento implícita que cada uno emplea con respecto a la integridad biológica del paisaje. Por tasa de descuento se hace referencia a la valoración en el presente que un agente económico asigna a los flujos financieros futuros, sean costos o beneficios; a mayor tasa de descuento implícita, menor valor presente de un bien (Martínez-Alier y Roca Jusmet 2013).

Para lugareños (categoría que incluye no solo a los nacidos en Mindo o sus residentes a largo plazo, sino también a aquellas personas foráneas que

legítimamente se mudan allí para llamarlo hogar), la tasa de descuento con respecto al paisaje es baja o nula, lo que indica mayor propensión a invertir recursos actuales en el cuidado de su integridad biológica como atractivo turístico, independientemente de su inclinación o no hacia una agenda conservacionista. Al contrario, la inversión turística efímera descuenta el futuro a una tasa elevada, lo cual implica que el estado de conservación del paisaje le es de poco valor actual. Este sector busca una rápida recapitalización frente a gastos incurridos y está dispuesto a reubicarse ante un cambio en las condiciones de rentabilidad. Por ende, en cuanto a conservación a largo plazo de hábitat silvestre en Mindo, la inversión golondrina en el sector turístico no reporta el mismo nivel de incentivo que la inversión local.

Finalmente, la ausencia de estructuras de gobernanza ajustadas a una escala administrativa parroquial surge como obstáculo para consolidar patrones de uso de suelo conducentes a la restauración forestal. No se ha dado una transferencia de competencias turísticas desde el gobierno municipal al gobierno parroquial. Ante las potenciales dificultades en cuanto a gestión paisajística que presenta la segmentación del sector turístico en Mindo, no existen instancias parroquiales de vigilancia o control que permitan regular el desempeño actual de las partes involucradas. Hay operaciones turísticas que se venden bajo una falsa ostentación de credenciales ambientales, por ejemplo, una hostería ubicada en tierras sin bosque pero que se promociona con la imagen del BPMN. En cuanto al futuro de la actividad en general, la planificación del desarrollo turístico en Mindo se ve obstaculizada por dificultades comunicativas entre autoridades parroquiales y autoridades municipales. En el ámbito empresarial, tampoco existen instancias asociativas parroquiales que puedan aportar a una visión territorial del turismo, o a dirimir entre propuestas antagónicas en términos de la calidad del destino. Para empresas que así lo deseen, la asociación gremial más cercana opera a escala cantonal.

## Contexto estructural

Para este estudio, se consideraría la totalidad del noroccidente de Pichincha como el contexto estructural. El noroccidente de Pichincha abarca diez unidades de ordenamiento territorial a la escala administrativa de interés: ocho parroquias y dos cantones sin subdivisión parroquial. Puerto Quito y Pedro Vicente Maldonado son los cantones indivisos. Las parroquias de San Miguel de los Bancos y Mindo conforman el cantón San Miguel de los Bancos. Agrupadas en la Mancomunidad del Chocó Andino (MCA, junto a Mindo), las parroquias de Nono, Calacalí, Nanegalito, Nanegal, Gualea y Pacto son parte del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). La extensión superficial promedio de las diez unidades territoriales bajo estudio es de 340 km<sup>2</sup>.

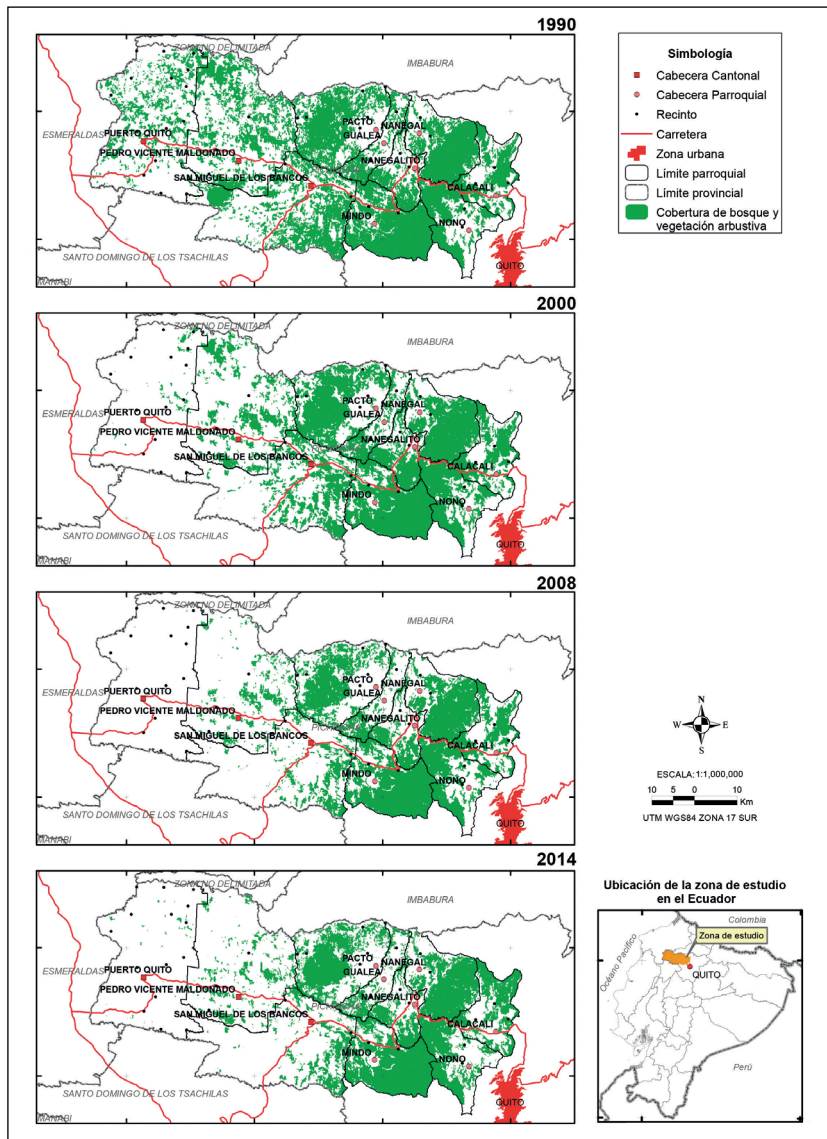
Para el análisis de contexto estructural, se realizó una comparación de variables ambientales y socioeconómicas entre las diez unidades administrativas mencionadas (cuadro 3.1). Por un lado, se establecieron las tasas de cambio en cobertura forestal a escala parroquial entre 1990 y 2014; por otro, para el período 1990-2010, se analizaron el crecimiento poblacional, las tasas de fecundidad, la inmigración reciente y la distribución de fuerza laboral en torno a dos ramas de actividad económica: el turismo y el sector agropecuario. Los datos fueron tomados del Mapa Histórico de Deforestación generado por el Ministerio del Ambiente en 1990, 2000 y 2008 (MAE 2011), junto a su más reciente actualización en 2014 (SNI 2016), y de los Censos de Población y Vivienda de 1990, 2001 y 2010 (INEC 2016b). También se llevó a cabo una revisión documental dirigida a establecer la trayectoria histórica y tendencia actual de pérdida de cobertura forestal, la disposición y estructura productiva en relación con el uso de suelo, y la situación presente y proyección futura del turismo basado en naturaleza.

En cuanto al turismo basado en naturaleza como fuerza motriz para la restauración forestal, el noroccidente de Pichincha se puede caracterizar con base en tres dinámicas socioambientales principales. Primero, si bien todavía ocurre a una tasa más de dos veces mayor a la nacional, la deforestación a nivel regional ha experimentado una desaceleración reciente y,

según patrones demográficos, la zona parece estar emergiendo de un período de expansión de la frontera agrícola interna. Segundo, en la región se registra una dinámica macroeconómica que tiende hacia el desplazamiento del sector agropecuario por otras actividades productivas, entre las cuales el turismo despunta en términos de crecimiento en su participación laboral, disminuyendo así la demanda de suelo agrícola. Tercero, la región está firmemente consolidada como destino turístico nacional e internacional debido a su fácil accesibilidad, proximidad a Quito y fama pública por ser escenario de renombrada biodiversidad, a lo que se suma una creciente red de superficies bajo protección que garantizan que el visitante se relacionará directamente con atractivos naturales silvestres.

Sin perder de vista una significativa variación interparroquial, entre 1990 y 2014 el noroccidente de Pichincha experimentó una tasa de cambio en cobertura forestal de  $-1,73$  % anual (mapa 3.1). Para dimensionar este dato, es útil tener en cuenta el rango reconocido de tasas anuales de cambio en cobertura forestal en el Ecuador continental durante los períodos 1990-2000 (de  $-0,88$  % a  $-0,71$  %) y 2000-2008 (de  $-0,56$  % a  $-0,66$  %) (MAE 2011; Sierra 2013). Al respecto, se debe resaltar que en Mindo se evidencia una tasa relativamente baja de deforestación para el período, con un cambio anual en cobertura forestal del  $-0,23$  %. Esto a pesar de registrar un crecimiento poblacional anual de  $4,14$  % entre 1990 y 2010 (cuadro 3.1), más de tres veces la tasa de crecimiento regional ( $1,13$  %) y más del doble de la tasa de crecimiento nacional ( $2,04$  %); esto ha resultado en un aumento de casi  $125$  % en la densidad poblacional de la parroquia durante esos años (INEC 2016b).

Mapa 3.1. Cambios en cobertura forestal, noroccidente de Pichincha (1990-2014)



Fuente: Elaborado por Marcela Alvarado a partir de IGM (2016), INEC (2016a), MAE (2011) y SNI (2016).

**Cuadro 3.1. Noroccidente de Pichincha: comparación de datos parroquiales**

	Superficie	Cobertura forestal	Crecimiento poblacional	Densidad poblacional	Fecundidad 1	Fecundidad 2	% actividades agropecuarias	% turismo
Nono	214	- 0,02	0,88	19,04	- 1,68	- 3,68	49,00	1,00
Calacalí	190	0,16	0,53	11,13	- 1,88	- 3,67	26,64	3,48
Nanegalito	125	- 0.24	1,25	28,33	- 2,01	- 3,62	35,66	3,21
Nanegal	246	- 0,22	- 0,56	- 10,58	- 3,17	- 3,39	51,80	3,00
Gualea	121	- 1,22	- 0,15	- 2,88	- 3,30	- 3,21	64,74	1,11
Pacto	347	- 0,75	0,43	8,97	- 2,82	- 2,90	61,31	1,17
Mindo	269	- 0,23	4,14	124,94	- 1,73	- 5,71	27,48	17,31
SMB*	581	- 4,38	- 0,51	- 9,78	- 1,88	- 4 ,03	48,01	3,07
PVM**	624	- 5,09	2,64	68,26	- 2,10	- 3,26	45,95	3,82
PQ***	695	- 13,16	1,99	48,42	- 1,91	- 3,36	60,04	2,30

\* SMB: San Miguel de los Bancos; \*\*PVM: Pedro Vicente Maldonado; \*\*\*PQ: Puerto Quito

- Cobertura forestal: tasa anual de cambio en cobertura forestal (1990-2014)

- Crecimiento poblacional: tasa de crecimiento poblacional (1990-2010)

- Densidad poblacional: cambio porcentual en densidad poblacional (1990-2010)

- Fecundidad 1: niños < 5 años / mujeres en edad fértil, tasa anual de cambio (1990-2010)

- Fecundidad 2: promedio de hijos, tasa anual de cambio (1990-2010)

- % agropec: participación laboral en agricultura, ganadería, silvicultura y pesca (2010)

- % turismo: participación laboral en alojamiento y servicio de comidas (2010)

*Fuente:* Elaborado por Marcela Alvarado a partir de IGM (2016), INEC (2016a), MAE (2011) y SNI (2016).

Es claro que recientemente la región ha experimentado una significativa expansión de la frontera agrícola. Sin embargo, los datos más actuales sobre pérdida de cobertura forestal y patrones demográficos indican que la dinámica puede haber llegado a su fin. Mientras que para el Ecuador continental un 70 % de la pérdida de bosque entre 1990-2008 ocurrió en la década de los noventa, con una fuerte caída en la tasa de deforestación nacional entre 2000-2008 (Sierra 2013), en el noroccidente de Pichincha la tendencia fue opuesta: entre 2000-2008 la tasa de deforestación regional fue 1,7 veces mayor a la registrada entre 1990-2000. A pesar de ello, las tasas de pérdida forestal en la región muestran una marcada disminución entre los períodos 2000-2008 y 2008-2014.

Desde la perspectiva demográfica, un notable decrecimiento en fecundidad y tamaño familiar entre 1990 y 2010 evidencia que la región ya no se encuentra bajo una dinámica de tasas reproductivas características de una frontera agrícola en expansión. En regiones de frontera agrícola, las altas tasas de fecundidad durante la primera generación de asentamiento, asociadas a una escasez de mano de obra familiar, y el incremento en tamaño promedio de la familia resultante, son consideradas factores de causalidad próxima para el acentuado proceso de conversión de bosque hacia usos de suelo agropecuarios (Carr 2004). Este hecho se complementa con un patrón estable de inmigración reciente. Se puede concluir que el crecimiento poblacional de la región parecería estar estabilizándose.

En general, a escala regional, entre 1990-2010 la proporción de mano de obra empleada en el sector agropecuario ha disminuido, mientras que la del sector turístico se ha incrementado; el patrón es similar en ambos períodos intercensales. La tendencia de constante declive en la participación laboral en el sector agropecuario indicaría que la región se encuentra inmersa, junto con el resto del país, en la transición de una base productiva principalmente agrícola a una de carácter más urbano, asociada a la industria y los servicios, lo que ha ayudado a estabilizar la demanda de suelo con fines agropecuarios en las últimas décadas (Sierra 2013).

A pesar de su incremento porcentual, en términos absolutos el turismo todavía representa una mínima fracción del empleo total. Para 2010 no superaba el 4 % de la población laboral en ninguno de los territorios bajo estudio, salvo en Mindo, donde su participación era mucho mayor (17,31 %). Si bien el sector agropecuario, en términos absolutos, continúa generando mayor empleo en el noroccidente de Pichincha, la sostenida tendencia al incremento de participación laboral en el sector turismo, combinada con bajos niveles de empleo asociado en términos absolutos, indica un nicho productivo con alta capacidad de expansión a futuro.

Finalmente, con respecto a la situación presente y proyección futura del sector turístico, el noroccidente de Pichincha goza de una amplia base potencial y actual de visitantes, así como de un sólido posicionamiento como atractivo de naturaleza. Su cercanía a Quito, principal punto de entrada del turismo receptivo e importante fuente de turismo interno,

además del fácil acceso gracias a una carretera transversal que une a la Sierra con la Costa, determinan una articulación plena con el creciente volumen de visitantes extranjeros y nacionales que se movilizan en el país. La ininterrumpida promoción internacional del destino como lugar privilegiado para observar aves ofrece opciones para ahondar en ese segmento del mercado, mientras que el potencial para diversificar la oferta turística regional mediante nuevas modalidades de visita basadas en la protección de áreas se ejemplifica con la reciente incursión del turismo comunitario.

Las iniciativas privada y comunitaria juegan un rol esencial en la protección de hábitat silvestre remanente y la regeneración de hábitat alterado, lo que aumenta la oferta turística en múltiples instancias. Estos esfuerzos, agrupados con el apelativo de áreas protegidas privadas, son de particular importancia, ya que en la región existen relativamente pocas superficies bajo régimen de protección estatal. Además, con el actual marco jurídico de ordenamiento territorial (Cootad 2010), que establece niveles descentralizados de planificación y ordenamiento territorial, se facilita que los gobiernos seccionales elaboren innovadoras categorías de manejo dirigidas a incorporar el desarrollo económico a escala comunitaria con la protección de áreas.

## Conclusiones: turismo de naturaleza y restauración forestal en Mindo

El turismo basado en naturaleza favorece la restauración forestal en la medida en que establece patrones de uso de suelo tendientes al incremento en cobertura de bosque. Para que esto suceda, los beneficios económicos provenientes del turismo tienen que realizarse no solo a nivel de parcela o predio individual, sino también a escala de paisaje. Es decir, los flujos financieros asociados al turismo no deben afectar únicamente a los cálculos de utilidad de ciertos actores, sino también generar una estructura institucional de incentivos que asocia algunos usos de suelo con el beneficio a nivel comunitario. Adicionalmente, se tiene que entender que el turismo solo puede generar suficientes beneficios económicos a nivel local cuando se presenta como una alternativa productiva viable dadas las características sociales, económicas y ambientales a gran escala del destino en potencia.



Visto desde la agencia de actores que toman decisiones sobre uso de suelo, en Mindo el aumento en cobertura forestal se entiende como mecanismo de mejora del atractivo turístico. En definitiva, mediante su potencial para generar ingresos por vía del turismo, la restauración forestal de un predio es una variable importante en el cálculo de utilidad individual asociada al uso de suelo. Desde la perspectiva institucional, en Mindo se evidencia una relación entre la calidad de la parroquia como destino turístico y su estado de conservación biológica, lo que genera una estructura comunitaria de incentivos que apunta hacia mantener o incrementar cobertura forestal. Esta estructura es imperfecta en cuanto a términos de reglas de delimitación y de resultado final, así como de los atributos de la comunidad de participantes involucrados. Sin embargo, la tensión institucional resultante es salvable, ya que tanto el turismo de aventura como la inversión golondrina –cuya permanencia en la localidad depende exclusivamente de los ciclos de negocio asociados a la circulación de visitantes– están supeditados, en cierta medida, a la calidad paisajística como base del atractivo turístico. Finalmente, con una frontera agrícola estable, disminución en la demanda de suelo para fines agrícolas y condiciones apropiadas de infraestructura, el noroccidente de Pichincha presenta un entorno regional adecuado para desarrollar y profundizar el turismo basado en naturaleza como sector productivo.

El caso de Mindo es ilustrativo al momento de discutir la necesidad de escalar experiencias de restauración forestal exitosas pero puntuales a una escala de paisaje. Para que una técnica o incentivo de restauración forestal pueda trascender las barreras espaciales de la parcela donde fue validada, es necesario considerar bajo qué circunstancias dicha práctica puede ser adoptada por múltiples usuarios y en extensiones superficiales mayores. Influir sobre patrones de uso de suelo a escala de paisaje requiere más que de un grupo de personas dispuestas que toman decisiones sobre parcelas individuales. Un ámbito regional oportuno tampoco es garantía de adopción generalizada de nuevos usos de suelo. En Mindo, decisiones individuales de plantar árboles nativos con propósitos turísticos, tomadas dentro de un marco institucional propicio a la conservación biológica y bajo un contexto estructural favorable a la sustentabilidad del sector, han hecho del turismo basado en naturaleza una fuerza motriz para la restauración forestal. En este caso, el entramado

institucional a escala parroquial se vislumbra como factor clave. En particular, resalta el propósito conservacionista que subyace en los orígenes del emprendimiento turístico. Si se pretende fomentar el turismo basado en naturaleza como aliciente para la restauración forestal a escala de paisaje, la promoción en el ámbito parroquial del turismo como fuente alternativa de ingresos no debe estar divorciada de un incremento en capital social comunitario asociado a la conservación biológica.

## Referencias

- Agarwal, Chetan, Glen M. Green, J. Morgan Grove, Tom P. Evans y Charles M. Schweik. 2000. *A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time, and Human Choice*. Bloomington, IN: Indiana University Center for the Study of Institutions, Population, and Environmental Change.
- Alberti, Marina, Heidi Asbjornsen, Lawrence A. Baker, Nicholas Brozovic, Laurie E. Drinkwater, Scott A. Drzyzga, Claire A. Jantz, José Fragoso, Daniel S. Holland, Timothy A. Kohler, Jianguo Liu, William J. McConnell, Herbert D. G. Maschner, James D. A. Millington, Michael Monticino, Guillermo Podestá, Robert Gilmore Pontius Jr., Charles L. Redman, Nicholas J. Reo, David Sailor y Gerald Urquhart. 2011. “Research on Coupled Human and Natural Systems (CHANS): Approach, Challenges, and Strategies”. *Bulletin of the Ecological Society of America* 92 (2): 218-28. doi:10.1890/0012-9623-92.2.218
- Angermeier, Paul L., y James R. Karr. 1994. “Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives”. *BioScience* 44 (10): 690-97. doi:10.2307/1312512
- Bailey, Robert G. 1996. *Ecosystem Geography*. Nueva York: Springer.
- Brooks, Thomas M., Russell A. Mittermeier, Gustavo A. B. Da Fonseca, Justin Gerlach, Michael Hoffman, John F. Lamoreux, Cristina G. Mittermeier, John D. Pilgrim y Ana S. L. Rodrigues. 2006. “Global Biodiversity Conservation Priorities”. *Science* 313 (5783): 58-61. doi:10.1126/science.1127609

- Carr, David L. 2004. "Proximate Population Factors and Deforestation in Tropical Agricultural Frontiers". *Population and Environment* 25 (6) 585-612. doi:10.1023/B:POEN.0000039066.05666.8d
- Chowdhury, Rinku R., y Billie L. Turner. 2006. "Reconciling Agency and Structure in Empirical Analysis: Smallholder Land Use in the Southern Yucatán, México". *Annals of the Association of American Geographers* 96 (2): 302-22. doi:10.1111/j.1467-8306.2006.00479.x
- Devenish, Christian, David F. Díaz Fernández, Rob P. Clay, Ian J. Davidson e Ítala Yépez Zabala, eds. 2009. *Important Bird Areas Americas: Priority Sites for Biodiversity Conservation*. BirdLife Conservation Series 16. Quito: Birdlife International.
- Dunning, John B., Brent J. Danielson y H. Ronald Pulliam. 1992. "Ecological Processes that Affect Populations in Complex Landscapes". *Oikos* 65 (1): 169-75. doi:10.2307/3544901
- Fahrig, Lenore. 2003. "Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity". *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487-515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) y UNEP (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 1999. *The Future of Our Land: Facing the Challenge. Guidelines for Integrated Planning for Sustainable Management of Land Resources*. Roma: FAO / UNEP.
- GAD Mindo (Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Mindo). 2015. "Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de Mindo 2015-2019". <https://bit.ly/2lWixCd>
- Hersperger, Anna M., Maria-Pia Gennaio, Peter H. Verburg y Matthias Bürgi. 2010. "Linking Land Change with Driving Forces and Actors: Four Conceptual Models". *Ecology and Society* 15 (4). doi:10.5751/ES-03562-150401
- Higginbottom, Karen, y Andrew Tribe. 2004. "Contributions of wildlife tourism to conservation". En *Wildlife Tourism: Impacts, Management and Planning*, editado por Karen Higginbottom, 99-123. Altona: Common Ground / Cooperative Research Centre for Sustainable Tourism.

- IGM (Instituto Geográfico Militar). 2016. “Cartografía base digital (escala: 1:50.000). Capas de información geográfica básica del IGM de libre acceso”. <https://bit.ly/2IUvcVY>
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). 2016a. “Clasificador Geográfico Estadístico. División Político Administrativa 2016”. <https://bit.ly/2m2mGo5>
- 2016b. “Sistema Integrado de Consultas, Censos, Población y Vivienda”. <https://bit.ly/1hknLJ8>
- Issac, Marney E., Evans Dawoe y Krystyna Sieciechowicz. 2009. “Assessing Local Knowledge Use in Agroforestry Management with Cognitive Maps”. *Environmental Management* 43 (6): 1321-329. doi:10.1007/s00267-008-9201-8
- Jones, Natalie A., Helen Ross, Timothy Lynam, Pascal Pérez y Anne Leitch. 2011. “Mental models: An interdisciplinary synthesis of theory and methods”. *Ecology and Society* 16 (1). doi:10.5751/es-03802-160146
- Lambin, Eric F., Helmut J. Geist y Erika Lepers. 2003. “Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions”. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 205-41. doi:10.1146/annurev.energy.28.050302.105459
- Liu, Jianguo, Thomas Dietz, Stephen R. Carpenter, Carl Folke, Marina Alberti, Charles L. Redman, Stephen H. Schneider, Elinor Ostrom, Alice N. Pell, Jane Lubchenco, William W. Taylor, Zhiyun Ouyang, Peter Deadman, Timothy Kratz y William Provencher. 2007. “Coupled Human and Natural Systems”. *Ambio: A Journal of the Human Environment* 36 (8): 639-49. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[639:CHANS]2.0.CO;2
- MAE (Ministerio del Ambiente de Ecuador). 2011. “Mapa de deforestación histórica en el Ecuador continental (escala: 1:100.000)”. Proyecto MAE.
- Mansourian, Stephanie. 2005. “Overview of forest restoration strategies and terms”. En *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, editado por Stephanie Mansourian, Daniel Vallauri y Nigel Dudley, 8-13. Nueva York: Springer.

- Martínez-Alier, Joan, y Jordi Roca Jusmet. 2013. *Economía ecológica y política ambiental*. 3.<sup>a</sup> ed. México D. F.: Fondo de Cultura Económica.
- McNeely, Jeffrey A., Daniel P. Faith y Heidi J. Albers. 2005. "Biodiversity". En *Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses*, editado por Kanchan Chopra, Rik Leemans, Pushpam Kumar y Henk Simons, 119-72. Washington D. C.: Island Press.
- Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. B. Da Fonseca y Jennifer Kent. 2000. "Biodiversity hotspots for conservation priorities". *Nature* 403 (6772): 853-58. doi:10.1038/35002501
- Olson, David M., y Eric Dinerstein. 1998. "The Global 200: A Representation Approach to Conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions". *Conservation Biology* 12 (3): 502-15. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.012003502.x
- Ostrom, Elinor. 2003. "How Types of Goods and Property Rights Jointly Affect Collective Action". *Journal of Theoretical Politics* 15 (3): 239-70. doi:10.1177/0951692803015003002
- 2005. *Understanding Institutional Diversity*. Princeton: Princeton University Press.
- 2007. "Challenges and growth: the development of the interdisciplinary field of institutional analysis". *Journal of Institutional Economics* 3 (3): 239-64. doi:10.1017/S1744137407000719
- 2011. "Background on the Institutional Analysis and Development Framework". *The Policy Studies Journal* 39 (1): 7-27. doi:10.1111/j.1541-0072.2010.00394.x
- Ostrom, Elinor, y Michael Cox. 2010. "Moving beyond panaceas: A multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis". *Environmental Conservation* 37 (4): 451-63. doi:10.1017/S0376892910000834
- Özesmi, Uygur, y Stacy L. Özesmi. 2004. "Ecological models based on people's knowledge: A multi-step fuzzy cognitive mapping approach". *Ecological Modelling* 176 (1-2): 43-64. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.10.027
- Pretty, Jules, y Hugh Ward. 2001. "Social Capital and the Environment". *World Development* 29 (2): 209-27. doi:10.1016/S0305-750X(00)00098-X

- Sabogal, César, Cristophe Besacier y Douglas McGuire. 2015. “Restauración de bosques y paisajes: Conceptos, enfoques y desafíos que plantea su ejecución”. *Unasylva: Revista Internacional sobre Bosques y Actividades e Industrias Forestales* 66 (3): 3-10. <https://bit.ly/1XQcf0o>
- Şekercioğlu, Çağan H. 2002. “Impacts of birdwatching on human and avian communities”. *Environmental Conservation* 29 (3): 282-89. doi:10.1017/S0376892902000206
- Sierra, Rodrigo. 2013. *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010: Y un acercamiento a los próximos 10 años*. Quito: Conservación Internacional Ecuador / Forest Trends.
- SNI (Sistema Nacional de Información). 2016. “Mapa de cobertura y uso de la tierra del Ecuador continental (escala 1:100.000), año 2013-2014”. <https://bit.ly/2m2nVnf>
- Stattersfield, Alison J., Michael J. Crosby, Adrian J. Long y David C. Wege. 1998. *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. BirdLife International Conservation Series 7. Cambridge: BirdLife International.
- Tapper, Richard. 2006. *Wildlife Watching and Tourism: A Study on the Benefits and Risks of a Fast Growing Tourism Activity and its Impact on Species*. Bonn: UNEP / Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals.
- Taylor, Philip D., Lenore Fahrig, Kringen Henein y Gray Merriam. 1993. “Connectivity is a Vital Element of Landscape Structure”. *Oikos* 68 (3): 571-73. doi:10.2307/3544927
- Tisdell, Clem, y Clevo Wilson. 2012. *Nature-Based Tourism and Conservation: New Economic Insights and Case Studies*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Valentine, Peter, y Alastair Birtles. 2004. “Wildlife watching”. En *Wildlife Tourism: Impacts, Management and Planning*, editado por Karen Higginbottom, 15-34. Altona: Common Ground / Cooperative Research Centre for Sustainable Tourism.
- Vanwindekens, Frédéric M., Didier Stilmant y Philippe V. Baret. 2013. “Development of a broadened cognitive mapping approach for analyzing systems of practices in social-ecological systems”. *Ecological Modelling*, 250: 352-62. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.11.023

# Dinámicas socioambientales del manejo de bosques: caso de la parroquia Cosanga, provincia de Napo

Sara María Gómez de la Torre Arias

Para conocer y comprender la interacción entre poblaciones rurales y recursos forestales se requiere entender las lógicas y racionalidades de manejo de bosques propias de las comunidades involucradas, así como sus estructuras sociales, económicas, políticas y culturales, que determinan su organización, cosmovisión y modo de vida. Además, se debe tener en cuenta que las dinámicas ambientales y sociales son consecuencia de fuerzas externas, demandas del mercado, políticas nacionales e internacionales y presión demográfica, entre otros aspectos estructurales. En la presente investigación se analizan las dinámicas socioambientales asociadas al manejo de bosques en la parroquia Cosanga, provincia de Napo. Se trata de una población colona asentada en la región desde mediados del siglo XX, que ha desarrollado técnicas agrícolas y ganaderas con fuertes repercusiones en el medio ambiente, particularmente en los bosques. El estudio documenta cómo la presencia de organizaciones sin fines de lucro e instituciones públicas en la región ha influido en los patrones de deforestación, en especial mediante la promoción de técnicas de manejo integral de fincas.

La deforestación se puede conceptualizar desde varias aproximaciones teóricas. Wunder (2000) la define en términos generales y restringidos. En términos generales, la deforestación se relaciona con la transformación del bosque, lo que implica eliminar áreas boscosas para otros usos de suelo; también se refiere a la degradación ambiental que reduce la calidad y las funciones del bosque. En términos restringidos, se relaciona estrictamente con el cambio de uso de suelo forestal a otras actividades, lo cual implica

pérdida de bosque. Otras definiciones de deforestación hacen énfasis en el tipo y grado de intervención de los seres humanos sobre los recursos forestales. El crecimiento poblacional, los patrones de consumo y acumulación, los modelos liberales de comercio y producción, los adelantos tecnológicos, entre otros aspectos, causan deforestación porque moldean las prácticas y actividades humanas sobre los recursos naturales (Wunder 2000).

Schmink (1994, 254) define a la deforestación desde una perspectiva social más que técnica; se puede entender como “la reducción de las capacidades naturales de un bosque para cumplir determinadas funciones y la imposibilidad de recuperar su estado natural original”. Esta definición incluye a todos los actores, locales y globales, involucrados con el bosque. Para la población local, la principal función del bosque es mantener su capacidad de subsistencia. Sin embargo, estos grupos también se benefician de talar y convertir el bosque en otros usos más económicamente productivos. Como explica Pichón (1996), la toma de decisión a nivel de los hogares colonos es determinada por la falta de recursos económicos, tecnológicos y sociales; la transformación de los patrones de consumo y producción, y la baja productividad de la tierra. Estos factores contribuyen a la ampliación de la frontera agrícola, incrementando las tasas de deforestación. Dicha situación se revertiría con inversión de capital, tecnología, fuerza de trabajo calificada y seguridad de la tenencia de la tierra.

Angelsen y Kaimowitz (1999) proponen repensar las causas de la deforestación y reorientar las investigaciones hacia cuestiones tales como el impacto de los mercados de crédito, el cambio de tecnologías, la reducción de la pobreza y la tenencia de la tierra. Los autores revisaron 140 modelos económicos que describen el comportamiento de los tenedores de tierra frente a los recursos naturales y la relación de la macroeconomía con las decisiones individuales de talar o proteger los bosques. Estos modelos permiten aproximarse a las causas de la deforestación de manera más sistemática y analizar los impactos de políticas y cambios exógenos en los patrones de uso de la tierra.

El objetivo de este estudio es identificar cómo los sistemas de producción de los finqueros impactan sobre el bosque y cuáles han sido las alternativas



más utilizadas frente a la deforestación y la degradación ambiental. Por un lado, se presenta el caso de los finqueros y los sistemas de producción utilizados en el valle de Quijos, donde se relaciona el manejo de las fincas con los procesos de deforestación. Por otro, se muestra el caso de las reservas ecológicas privadas dedicadas a la conservación de los bosques y su influencia en los intentos de recuperación y protección del medio ambiente. Por último, se expone el rol del Estado en la zona de estudio a través de instituciones locales como el Municipio de Quijos, el Ministerio del Ambiente y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP).

El trabajo de campo consistió en estudios de caso en diferentes niveles: fincas, haciendas e instituciones. Se realizaron entrevistas a profundidad y semiestructuradas a distintos actores a fin de recabar información cualitativa y cuantitativa sobre sus lógicas sociales, ambientales, productivas y familiares. Aproximadamente 30 % de todos los finqueros de Cosanga fueron entrevistados para esta investigación. Los datos representan un total de 922 ha de la parroquia, con un promedio de 43,9 ha por finca. En promedio, las fincas tienen una cobertura forestal de 51,63 %, con el resto de su superficie en pastizales. Las familias entrevistadas fueron seleccionadas por referencia de instituciones y finqueros locales clave, además de contar con la disposición a colaborar con las entrevistas y visitas. Entre estas familias se identificaron dos sistemas de producción dominantes: manejo integral de las fincas y manejo tradicional y extensivo de la tierra. Se visitaron ambos tipos de fincas para identificar la influencia de cada sistema de producción en los procesos de deforestación.

Se entrevistó también a los propietarios y/o administradores de las reservas ecológicas privadas, centros de investigación y hoteles ubicados alrededor de la parroquia, dedicados principalmente a la conservación de los recursos naturales. Además, se revisaron documentos oficiales y realizaron entrevistas en las instituciones que trabajan en el valle de Quijos en actividades relacionadas con la ganadería, la producción lechera, el turismo, la conservación y el manejo de áreas protegidas: la Dirección de Planificación y Desarrollo Sustentable del Municipio de Quijos, la Dirección de Turismo del Municipio de Quijos, la Reserva Ecológica Antisana (REA) y miembros del Proyecto PLAN-Ecuador, entre otros.

La metodología utilizada para el procesamiento de la información se basa, en parte, en el diagnóstico agrario propuesto por Apollin y Eberhart (1999, 6). El objetivo es “identificar los distintos elementos (agroecológicos, técnicos, socioeconómicos, etc.) que condicionan las elecciones de los productores de una región y, en consecuencia, la evolución de sus sistemas de producción”. Este método analiza los diferentes niveles de organización de la sociedad rural: el sistema agrario (a nivel de la comunidad), el sistema de producción (a nivel de la finca) y el sistema de cultivo (a nivel de la parcela) o de crianza (a nivel del rebaño).

La evidencia muestra un leve pero esperanzador cambio en el manejo y uso de los recursos naturales en la parroquia Cosanga, que está revirtiendo el proceso de deforestación hacia la protección y conservación de bosques. Varios pequeños propietarios y hacendados de la zona trabajan en la restauración y protección de bosques por intereses económicos o ambientales. Algunos predios se destinan a conservar y recuperar el bosque para desarrollar actividades turísticas y centros de investigación. Pequeños y grandes propietarios dedicados a la ganadería y agricultura han adaptado sus prácticas agropecuarias tradicionales con el objetivo de restaurar los bosques y su biodiversidad. El ecoturismo, la investigación científica y la optimización de la producción agropecuaria han sido los principales incentivos para dicho cambio.

## Descripción de la localidad

El valle de Quijos, ubicado en las estribaciones de la cordillera de los Andes y en la selva alta de la región amazónica, pertenece a la provincia de Napo. La extensión del cantón Quijos es de 1682 km<sup>2</sup>; administrativamente, se divide en seis parroquias: Baeza, San Francisco de Borja, Cosanga, Cuyuja, Papallacta y Sumaco (Municipio de Quijos 2002). El valle de Quijos es una zona de amortiguamiento de tres unidades del SNAP: la Reserva Ecológica Cayambe-Coca, la REA y el Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras.

Hasta 1993, en la cobertura vegetal natural de la parroquia Cosanga se registraba un predominio de bosque y bosque/pastos, que cubría el

76,4 % del área total. La cobertura forestal también predominaba para el año 2006, pero con el 61,26 % del área total. Entre 1993 y 2006 se deforestaron aproximadamente 30 ha anuales en la región, mientras que los pastizales aumentaron en 10 ha por año. En definitiva, de 1993 a 2006 el total de bosque que fue transformado en pastizal corresponde al 5 %. Por otro lado, se evidencia que 82,57 % del área total no ha tenido cambios significativos en el uso del suelo: los bosques, bosque/pasto y bosque/suro continúan cubriendo gran parte de la superficie. Además, el 3,8 % se transformó de áreas intervenidas a bosque, porcentaje que evidencia una recuperación y regeneración de la cobertura boscosa. El 2,4 % del área total pasó de coberturas naturales a asociaciones naturales como suro y bosque/suro (Baquero y Andrade 2007).

Según el V Censo de Población y IV de Vivienda de 1990, la población de la parroquia Cosanga era de 435 habitantes, la mayor parte proveniente de Napo, Pichincha, Tungurahua y el extranjero. Pocos colonos migraron de otras provincias de la Sierra y Costa y un mínimo porcentaje lo hizo desde otras provincias de la Amazonía. El 47 % de la población nació en Napo; de ella, el 40 % nació en el cantón Quijos, mientras que el 53 % migró de otras provincias, en especial desde Pichincha (23 %). Es interesante notar que un 7 % de los colonos eran migrantes extranjeros, en su mayoría de Colombia (INEC 1990).

El VI Censo de Población y V de Vivienda de 2001 reveló que la población total era 646 personas. Un alto porcentaje de la población censada en 2001 era migrante de otras provincias del país y el extranjero. El 52 % de la población total nació en Napo; de ella, el 41 % nació en Quijos. El 47 % de la población total estaba conformado por migrantes de otras provincias, principalmente de la Sierra (19 % de Pichincha). Al igual que en el Censo de 1990, en 2001 hubo un porcentaje representativo de colonos extranjeros, el 6 % de la población total, en su mayoría colombianos (INEC 2001b).

Es pertinente resaltar la disminución de población nacida en otras provincias entre 1990 y 2001. Esto indica que una parte cada vez mayor de la población total nació en el cantón y evidencia una reducción en las tasas de migración, revelando más estabilidad y permanencia en los habitantes.

La población colona proveniente de provincias de la Sierra también disminuyó, lo que muestra una tendencia a la baja en los índices de migración interprovincial. Existen algunas razones para la disminución de colonos en la región: falta de incentivos estatales para colonizar, escasez de terrenos desocupados, poca demanda de mano de obra y crecimiento de las ciudades de Baeza y Tena, que atraen a mayor población.

En 2001, el 44 % de la población total de Cosanga se dedicaba a la agricultura y ganadería, el 28 % a la construcción, el 7% al comercio y el resto se dividía entre hoteles y restaurantes, comercio menor, producción de madera, enseñanza, servicio doméstico, entre otros. El 58 % de la población total era empleado del sector privado, el 31% trabajaba por cuenta propia, el 4 % era empleado del Estado, el 3 % ocupaba un trabajo familiar y el 4 % trabajaba como socio o patrono (INEC 2001a). La mayor parte de la población de Cosanga se desempeñaba en el sector agrícola y ganadero, ya sea como propietario del predio o como mano de obra contratada. Además, un alto porcentaje trabajaba por su cuenta en terrenos o pequeños comercios propios.

El 89 % de la población colona de Cosanga tiene tierras, ya sea por adjudicación legal, posesión, herencia o compra, mientras que el 11 % no las tiene. Del total de familias con tierras, el 82 % posee medianas propiedades (10 a 80 ha), el 5 % tiene pequeñas propiedades (1 a 10 ha) y el 13 % posee propiedades grandes (80 a 200 ha) o muy grandes (más de 200 ha). La mayor parte de propietarios han legalizado sus propiedades a través de instituciones del Estado (antes Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización [IERAC], luego Instituto Nacional de Desarrollo Agrario [INDA] y durante la investigación, Subsecretaría de Tierras). La legalización de la tierra da seguridad a los propietarios en relación con el derecho de uso y control de los recursos disponibles dentro de su propiedad. También hay casos de propietarios que no disponen de escrituras pero sí de documentos de mediación otorgados por el Estado. Existen familias que solo tienen posesión de la tierra, sin ningún título legal que asegure su permanencia en el lugar. Asimismo, hay quienes tienen propiedades por la compra-venta de terrenos (Hernández et al. 2005).

## Actores sociales en la parroquia Cosanga

En la parroquia Cosanga existen aproximadamente 80 unidades de producción rural, dedicadas principalmente a la ganadería. Además de las pequeñas fincas, hay tres propiedades dedicadas a la conservación, el ecoturismo y la investigación científica: Cabañas San Isidro, Reserva Ecológica SierrAzul y Estación Biológica Yanayacu. La muestra de fincas y propiedades considerada para este trabajo representa alrededor del 15 % de la superficie total de la parroquia. A continuación se describe, en primera instancia, el caso de los finqueros, para lo cual se consideran sus estructuras familiares y los patrones de uso de suelo que se registran en sus fincas. Luego se detallan las propiedades dedicadas a la conservación y al turismo, a través de una revisión histórica de cada una, su infraestructura y las actividades turísticas que ofrecen, además de sus objetivos de conservación. Por último, se mencionan las instituciones públicas que están relacionadas con el manejo de bosques en la parroquia Cosanga.

### Finqueros

A partir de las entrevistas al grupo de finqueros, se identifican dos momentos claves para la llegada de familias al valle de Quijos y la parroquia Cosanga. El primer grupo llegó a colonizar, ocupar y explotar la tierra en las estribaciones de los Andes, mientras que el segundo heredó y/o compró tierras a colonos antiguos. Los finqueros entrevistados tienen título de propiedad de sus terrenos, ya sea por herencia, compra o adjudicación por parte del Estado. Sin embargo, mencionan el caso de otros finqueros que no han legalizado sus propiedades por limitaciones económicas (pago de escrituras e impuestos), falta de recursos y problemas con la Reserva Ecológica Antisana (REA). Por ejemplo, las fincas ganaderas ubicadas dentro de los límites de la REA que no tenían un título de propiedad antes de su creación, en 1993, no podrán legalizar su posesión.

También se evidencia un proceso de expulsión poblacional. Históricamente, la región fue receptora de personas que llegaron de todo el país y

el extranjero en busca de tierras y oportunidades económicas. En la actualidad, este flujo se ha revertido: parte de la población joven está migrando con el objetivo de prepararse profesionalmente y encontrar oportunidades de empleo. Este proceso se ha agudizado por el crecimiento económico de Baeza, donde se ofrecen nuevas oportunidades de trabajo debido a la instalación de empresas domiciliadas en otras partes del país (petróleo, construcción de carreteras y proyectos hidroeléctricos), cuyas necesidades laborales han acaparado gran parte de la mano de obra joven del cantón. El fenómeno también se explica por la emigración hacia Tena, el polo urbano regional, y las grandes ciudades del país, particularmente Quito y Guayaquil.

Las fincas de los entrevistados tienen una extensión aproximada de 45 ha en promedio; hay propiedades grandes, de 100 o más hectáreas, y otras más pequeñas, de 10 a 15 ha. El uso del suelo en cada finca varía según la ubicación, la cantidad de ganado, la mano de obra y la maquinaria agrícola disponible, el acceso a créditos y la capacidad de inversión de los finqueros. En términos generales, se identificó una relación entre bosques y pastizales en las fincas de 53 % bosques y montes y 47 % pastos.

Se evidenció muy poco suelo destinado a la agricultura. Por lo general, los finqueros ocupan pocos metros para sembrar hortalizas y frutales para consumo propio. Sin embargo, muchos de los entrevistados aseguraron que sus antepasados talaban el bosque, sembraban maíz y, luego, criaban ganado. Este proceso obedece a que este grano crece muy bien en espacios recién talados porque la tierra es virgen y rica en nutrientes; además, prepara el suelo para la introducción de pastizales y ganado. Por este motivo, algunos finqueros todavía siembran maíz luego de talar el bosque. Sin embargo, la fertilidad de la tierra en estos espacios dura pocos años.

En cuanto al manejo de pastos, se identificaron técnicas que contribuyen a mejorar la calidad y productividad de los potreros. Un grupo de finqueros participaron de proyectos y programas ejecutados por instituciones como Fundación Antisana (Funan), Proyecto PLAN Ecuador, Ecobona y el Municipio de Quijos; algunos de ellos han implementado planes de manejo integral y sustentable en sus fincas. La mayor parte de estos proyectos se trabajaron con finqueros jóvenes, quienes tenían más disposición

a aprender nuevas técnicas y cambiar el manejo de las fincas. Miembros de una de las instituciones mencionadas aseguran que los finqueros adultos no estaban dispuestos a cambiar sus hábitos de manejo de tierras, ni asistir a las capacitaciones o talleres ofrecidos. Por otro lado, muchos no quisieron participar en los proyectos, pero copiaban e implementaban en sus fincas lo que veían en las propiedades vecinas.

Uno de los principales instrumentos utilizados por los finqueros para el manejo de sus tierras es el plan de manejo integral, mediante el cual cada propietario dibuja y zonifica su finca con el fin de identificar las áreas en donde se debe trabajar y las técnicas más aptas para cada lugar. Este plan busca mayor eficiencia en la finca, utilizando menos espacio y tiempo para obtener una mejor producción agropecuaria. Para ilustrar, los finqueros identificaron las zonas con mayor pendiente, en donde no se aconseja sembrar pastos ni albergar ganado, por ende son dedicadas a la regeneración natural de bosque. En las partes bajas ubicaron los potreros, que debían ser trabajados para mejorar la calidad del suelo, y los pastos, con el afán de mejorar la producción lechera. Los planes de manejo integral también contemplan las fuentes de agua, ya sea para bebederos, acequias o tanques de recolección. Los finqueros aseguran que en la zona no hace falta implementar sistemas de riego debido a la abundante precipitación.

En los potreros de las partes bajas, los finqueros hacen zanjas de drenaje de dos a tres metros de profundidad para reducir la humedad del suelo. Después, se siembran pastos, entre los que resaltan el lotus, pasto miel y kikuyo; además, se fertilizan los potreros con productos químicos o abonos naturales. Otra de las herramientas utilizadas para el manejo integral de la finca es la cerca eléctrica y el alambre de púas, que se usan para distribuir las parcelas en las que el ganado debe pastar y permiten llevar un manejo ordenado de los potreros en uso o descanso. La rotación de los pastos es de 45 días más o menos, dependiendo de la ubicación y el manejo de la finca.

El manejo de bosques también forma parte de un plan integral. La Funan y el Proyecto PLAN Ecuador propusieron a los finqueros enriquecer los potreros de las partes bajas para reducir presión sobre los bosques en zonas altas. En primer lugar, buscaban crear una conciencia ambiental de respeto, conservación y uso sustentable de los recursos naturales y los

bosques en particular. En segundo lugar, destacar que la tala del bosque en partes altas acarrea deslaves en épocas de lluvia que acababan con los sembríos, el ganado y las fuentes de agua.

Es preciso resaltar que, en esta región, la tala con fines madereros se encuentra a la baja. Entre las razones por las cuales los finqueros dejaron de sacar madera para vender se encuentran: mayor control ambiental por parte del Ministerio del Ambiente, necesidad de licencias y permisos certificados para la explotación de productos forestales, y aumento (o estabilidad) del precio de la leche. Uno de los finqueros entrevistados asegura que la venta de madera nunca fue un negocio rentable, puesto que vendían un tipo ordinario de mala calidad, pero les permitía cubrir necesidades urgentes. Como se mencionó anteriormente, de las entrevistas y visitas realizadas a los finqueros, se concluye que la cobertura forestal ocupa, en promedio, un 53 % de la superficie de las propiedades. Esto indica que hay lugares en los que se ha conservado o regenerado el bosque. Su conservación es especialmente notable en fincas ubicadas en las partes altas de la parroquia, ya que estas presentan dificultades para la ganadería.

En resumen, el uso del suelo en las fincas varía según su ubicación, las vías de acceso aledañas, la disponibilidad de recursos económicos del finquero, la planificación en el manejo de la finca, la capacidad de inversión, la estructura y organización familiar, el acceso a talleres de capacitación y la asistencia técnica. Aquellos finqueros que aplican un manejo integral de la finca tienen menos necesidad de ampliar la frontera agrícola hacia los bosques, mientras que quienes aplican un uso extensivo del suelo precisan talar el bosque para abrir nuevos potreros.

### Reservas privadas

Las tres reservas privadas en el área de estudio, San Isidro, SierrAzul y Yanayacu, pertenecen a personas ajenas a la zona. Suman un total de 4640 ha, de las cuales 4430 son bosques, tanto primarios como secundarios. La experiencia de cada una es única debido a su particular trayectoria histórica, enfoque de conservación y capacidades de infraestructura y



logística. Sin embargo, todas están interesadas en conservar y regenerar los bosques que han sido talados para pastizales y disminuir la actividad ganadera en la zona.

### Cabañas San Isidro

San Isidro es una de las reservas más antiguas del sector, adjudicada por el Ierac en 1965. Está ubicada en los alrededores de la parroquia, en la vía a Las Caucheras. En un inicio, la familia compró 620 ha, de las cuales 200 eran potreros para ganadería. Debido a que las regulaciones del Ierac en ese entonces exigían al adjudicatario trabajar la tierra en un 75 %, el propietario introdujo ganado en algunos sectores de la propiedad. Afortunadamente, como comenta una de las hijas de la familia, el padre supo conservar intacta la mayor parte de la zona y del bosque, ya que siempre fue su intención la conservación y protección de los recursos naturales.

La hacienda San Isidro abandonó la ganadería hacia el año 2000, retiró el hato vacuno y dejó que el bosque se regenerara. Poco a poco, la familia ha comprado más hectáreas en el sector con el objetivo de ampliar el espacio de conservación y formar un corredor ecológico entre la REA y el Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras. El cambio de hacienda a reserva ecológica se fue dando paulatinamente y se consolidó cuando la hija mayor, quien estudió administración hotelera y gastronomía, se encargó de la propiedad. En la actualidad, la reserva ecológica opera bajo el nombre de Cabañas San Isidro y ofrece una variedad de servicios turísticos.

Las Cabañas San Isidro tienen una extensión de 1090 ha privadas, que junto a otras 700 pertenecientes a la Fundación Napo Andean Forest, forman la Reserva Ecológica San Isidro. De su área total, 1500 ha son bosque primario y 250, bosque secundario. La extensión de San Isidro ha incrementado con el paso de los años. Una de las hijas, junto con su esposo, compró 550 ha de bosques, conectándose así a la REA, por un lado, y a la Reserva Ecológica San Isidro, por el otro. Las Cabañas San Isidro, con el apoyo recibido a través de la fundación, esperan comprar más terrenos para fortalecer el corredor ecológico entre las reservas estatales. Para el año

2010, en San Isidro no había ni ganado ni agricultura, excepto un pequeño invernadero de cultivos orgánicos para consumo propio. Por esta misma razón, no se utiliza ningún tipo de insumo o maquinaria agrícola, excepto una motoguadaña para mantener los senderos turísticos.

Cabañas San Isidro tiene capacidad para recibir a 28 personas, en 14 habitaciones dobles. El comedor es para uso exclusivo de los huéspedes, no está abierto al público en general. Los turistas que visitan la hostería se dividen en dos grupos: el 90 % se interesa por el avistamiento de aves y el resto lo hace por placer y contacto con la naturaleza. La mayor parte de los visitantes son de Estados Unidos, Canadá e Inglaterra. Los turistas nacionales representan un porcentaje mínimo; no son un grupo meta de la hostería debido a que sus intereses al salir de la ciudad son otros, la mayoría necesita un cronograma de actividades y muy pocos viajan por amor a la naturaleza. La mayor parte de turistas extranjeros que visitan San Isidro son personas mayores, jubilados, observadores de aves y amantes de la naturaleza.

La actividad turística más importante en San Isidro es la observación de aves. El esposo de una de las hijas de la familia, un reconocido ornitólogo, se dedica a la investigación y observación de pájaros en la zona. Recientemente publicó, en conjunto con la Estación Biológica Yanayacu, un disco con los cantos de las aves de San Isidro. Dentro de la propiedad se han registrado más de 300 especies de aves y un sinnúmero de vegetales. Otra iniciativa de las Cabañas San Isidro es apoyar a estudiantes y a la investigación científica, por lo que han autorizado a la Estación Biológica Yanayacu a utilizar la reserva para proyectos de investigación.

El personal que trabaja en las Cabañas San Isidro es de la parroquia Cosanga; el administrador es el único foráneo. Una familia de Cosanga vive en San Isidro y sus miembros son los cuidadores; el resto de empleados habita en la parroquia. Cuando la hostería recibe grupos grandes cuenta con el apoyo de las mujeres de allí. El personal ha sido entrenado en distintas labores relacionadas con el funcionamiento de la hostería a través de cursos específicos de acuerdo con su ocupación dentro de la empresa. Además, se ha capacitado al personal en temas ambientales y turísticos como parte del proceso para obtener la certificación Smart Voyager y otra, de buenas prácticas ambientales, por parte de Rainforest Alliance.

## Reserva Ecológica SierrAzul

Ubicada en el sector Las Caucheras, la Reserva Ecológica SierrAzul tiene como principales actividades el turismo y la conservación. Su objetivo es proyectarse como un ejemplo de preservación y manejo sustentable del bosque, además de demostrar una actividad económica rentable a los finqueros de la zona. Originalmente, la Reserva Ecológica SierrAzul fue una cooperativa de 30 socios adjudicada por el Ierac en 1986. Para el año 2010, SierrAzul tenía un único dueño, quien había comprado la totalidad de las tierras debido a que ninguno de los socios estaba dispuesto a lindar el terreno ni a pagar los derechos de propiedad al Ierac. Cabe resaltar que los socios eran personas de clase media de Quito, cuya intención no era asentarse en la región. En esta propiedad, el desmonte dejó intactos los árboles grandes, con la idea de que el ganado pastara entre ellos, por lo que se pudo conservar gran parte de la cobertura forestal.

Hasta 1987 se pensó en SierrAzul como un proyecto de engorde de ganado que se desarrollaba con aproximadamente 60 cabezas. Sin embargo, las condiciones en el sector son extremadamente complicadas para la producción lechera y las empresas recolectoras no llegan hasta la propiedad. En consecuencia, se abandonó por completo la actividad ganadera y se convirtió al lugar en un centro de estudios científicos dirigido específicamente a universidades extranjeras. El centro de estudios científicos contaba con infraestructura básica para alojamiento e investigación, sin ofrecer comodidades para turistas. En 2008 se inició la transformación de centro de estudios científicos a hostería, proceso que demoró más de dos años hasta adaptar la infraestructura para poder recibir turistas.

La Reserva Ecológica SierrAzul tiene un total de 2600 ha, de las cuales 2400 son bosque primario; limita casi en su totalidad con la REA. Dentro de la propiedad hay lugares de contacto entre formaciones geológicas de carácter volcánico y metamórfico, lo que genera mineralizaciones muy ricas en oro, llamando la atención de pequeños mineros del sector. Aunque no se puede prohibir totalmente la entrada de mineros a la Reserva Antisana, SierrAzul sí controla el ingreso de armas, dinamita, mercurio y otros elementos contaminantes a sus linderos.

El lugar tiene capacidad para alojar a 50 personas, aproximadamente. El cuidado de la hostería está a cargo de tres personas –de Cosanga, Macas y Píllaro–, quienes trabajan 14 días seguidos y descansan siete. Se encargan de la cocina, el arreglo de las habitaciones, las actividades turísticas, entre otras labores. Cuando la hostería está llena, hace falta llevar empleados de Quito para las diferentes labores. Las oficinas centrales de SierrAzul están ubicadas en la capital, donde trabaja el administrador, quien viaja constantemente a Cosanga. La hostería funciona con un generador eléctrico propio porque el servicio de electricidad público no llega hasta allá.

Al igual que las Cabañas San Isidro, SierrAzul ofrece servicio de alojamiento y alimentación solo a los huéspedes, no está abierta al público en general. Debido a temas logísticos, funciona exclusivamente previa reservación, pues hay que conseguir alimentos y demás recursos necesarios desde Quito, Baeza o Cosanga. La hostería ofrece a los turistas un sistema de alojamiento, alimentación completa y actividades dentro de la reserva ecológica, como caminatas por el bosque nublado y en los senderos que conducen hacia las cascadas, paseos a caballo, avistamiento de aves y deportes en el río, como kayak y pesca. La mayor parte de los turistas son extranjeros, pero también cuenta con un importante número de turistas nacionales.

### Estación Biológica y Centro de Estudios Creativos Yanayacu

Está ubicada en el sector de Las Caucheras, en la vía, a 5 km de Cosanga. Su propietario es un estadounidense que, apoyado por colaboradores nacionales y extranjeros, compró el lugar en 1999 con el objetivo de realizar investigación científica y conservación. Se trata de una propiedad más pequeña que las dos otras reservas privadas: tiene una extensión de 90 ha, de las cuales la gran mayoría son bosques conservados. Yanayacu linda con la Reserva Ecológica San Isidro, lo cual facilita el ingreso al bosque primario y secundario de científicos y estudiantes para realizar investigaciones.

La estación recibe a grupos de estudiantes, científicos y artistas durante todo el año; cuenta con facilidades para albergar hasta 45 personas, al igual que una biblioteca, computadoras con acceso a internet y equipos de laboratorio.

El espacio comunal incluye cocina, comedor y un área de recreación. Además, cuenta con un laboratorio de trabajo al aire libre, donado por la National Science Foundation de los Estados Unidos, donde se desarrollan proyectos de investigación de orugas, parasitoides y escarabajos. El lugar funciona con una planta hidroeléctrica. Al igual que las otras dos reservas privadas, la Estación Biológica Yanayacu se provee de verduras, frutas y alimentos de la parroquia.

Las principales actividades que se desarrollan en Yanayacu son la investigación científica, la formación de estudiantes, las artes creativas y el voluntariado. La estación recibe a voluntarios que se dedican a dos actividades específicas: el apoyo a los diferentes proyectos de investigación biológica y el mantenimiento y cuidado del bosque. Los voluntarios deben enviar sus objetivos de investigación anticipadamente con el fin de que el equipo los ubique según sus intereses y metas. Yanayacu también recibe a estudiantes y científicos con proyectos de investigación independientes, ofreciéndoles todos los servicios de alojamiento, alimentación, equipos e instrumentos de investigación, además de apoyo y asesoramiento en sus propias investigaciones.

Uno de los aspectos más importantes señalados por el equipo de Yanayacu es la integración y participación de la población local a sus iniciativas y proyectos. Aseguran que si los habitantes no conocen los planes desarrollados por instituciones en su medio, no sabrán apoyar ni valorar sus aportes. Consideran que involucrar a la población local y a los finqueros vecinos de Yanayacu es indispensable para el éxito de los proyectos de conservación y cuidado del medio ambiente.

El desconocimiento de la importancia de conservar el bosque ha sido una de las principales causas de la deforestación en Cosanga. El ejemplo de las reservas privadas de San Isidro, SierrAzul y Yanayacu ha influido a ciertos finqueros para que realicen sus prácticas agropecuarias dando un uso más racional y sustentable a los recursos. Los dueños de estas reservas esperan despertar en la comunidad un interés por la protección y el cuidado del medio ambiente, e incentivar al desarrollo de actividades sustentables ambiental y económicamente. Quienes se dedican a proyectos e iniciativas de conservación en la zona aseguran que los finqueros se han dado cuenta, lentamente y con el paso de los años, que la actividad ganadera y agrícola

en Cosanga es extremadamente complicada y poco rentable. En diferentes sectores se han empezado a desarrollar actividades económicas alternativas como los cultivos orgánicos en invernaderos, las piscinas de truchas, la producción de hongos, el turismo, servicios de restaurante e iniciativas de venta de artesanías, lo que en cierta medida podría motivar a la conservación y el manejo sustentable de los bosques.

### Instituciones públicas

El principal actor institucional en el área de estudio es el Municipio de Quijos. Este asegura que entre 2005 y 2010 se ha reducido la presión hacia los bosques como resultado del trabajo que se ha hecho con los finqueros en programas de concientización sobre la importancia de este hábitat y el medio ambiente, el manejo integral de las fincas y la diversificación de la producción. La población local sí se interesa y participa en las capacitaciones ofrecidas en diversos temas; sin embargo, son pocos los finqueros que asisten a estas convocatorias.

Quijos se está proyectando como un cantón turístico con deportes de aventura y recursos naturales. En 2010 la proyección turística recién estaba empezando, faltaban normativas y marcos legales para su desarrollo. La Dirección de Turismo del Municipio afirmaba que mientras anteriormente el problema era la ausencia de visitantes, para ese año era que estos no saben qué hacer. El desarrollo turístico ha sido difícil porque es un cantón que vive de la ganadería: para el año 2010, más del 85 % de la población se dedicaba exclusivamente a esta actividad, el resto se dividía entre agricultura, turismo y otras actividades. La empresa privada que se ha especializado en turismo se dedica al senderismo y avistamiento de aves; prefiere trabajar con turistas extranjeros porque aprecian la naturaleza, pagan por los servicios ofrecidos y respetan las normas. Por el contrario, considera que el visitante nacional no respeta el medio ambiente ni las normas establecidas, bota basura en los caminos y no acostumbra a pagar precios altos. En este sentido, la empresa privada asegura que, a nivel nacional, falta desarrollar la conciencia ambiental de los turistas y de la población en general.

Por su lado, la Junta Parroquial de Cosanga propuso un plan de desarrollo turístico a finales de los noventa que no tuvo continuidad en las posteriores administraciones. La población asegura que el desconocimiento, la falta de iniciativas y la escasez de recursos económicos son un impedimento para la promoción y el desarrollo de la actividad turística en la parroquia. Se recalca que para instalar un proyecto turístico la inversión económica debe ir de la mano con mayores conocimientos sobre el proceso de recepción de turistas en general, sin lo cual es imposible establecer variedad de actividades, disponibilidad de guías, oferta de servicios complementarios, etc.

El SNAP y la Reserva Ecológica Antisana son actores estatales que cumplen un rol fundamental en las dinámicas socioambientales de la región. Sus funciones son conservar y proteger áreas protegidas y recursos naturales, así como capacitar y asistir a finqueros y hacendados en sus actividades agropecuarias y el manejo de recursos naturales. La REA fue creada el 21 de julio de 1993 y abarca una superficie de 120 000 ha en las provincias de Pichincha y Napo. El valle de Quijos, y especialmente las parroquias de Cosanga y Baeza, son parte de la zona de amortiguamiento de la reserva.

La Reserva Antisana tiene una estrecha relación con el valle de Quijos. En primer lugar, la reserva es un importante atractivo turístico para el cantón debido a su biodiversidad y su amplia gama de paisajes. En segundo lugar, trabaja con las fincas colindantes alrededor de temas de protección de flora, fauna, bosques y respeto de los linderos. En tercer lugar, mantiene lazos de coordinación interinstitucional con el Municipio de Quijos; entre otros aspectos, se propone concatenar los planes de desarrollo cantonal con aquellos del área protegida. Dicha cooperación también contempla el tema de tala ilegal de bosques, aunque la mayor cantidad de casos en el cantón provienen de fincas que están fuera de los límites de la reserva.

A pesar del trabajo y la afinidad lograda entre la Reserva Antisana y las instituciones locales, existen conflictos con la población local debido a que los límites del área fueron trazados sin considerar a los colonos que se asentaban en la zona desde inicios del siglo XX, creando serios problemas de tenencia de tierra. Hay casos de finqueros dentro de la reserva que, al no tener títulos de propiedad, se consideran posesionarios, especialmente

en el sector de Las Caucheras. Las fincas correspondientes existen desde antes de la creación de la reserva. Una vez declarada el área protegida, se imposibilitó una legalización de esas tierras, ya que la actual legislación prohíbe que se entreguen títulos de propiedad dentro de las zonas que conforman el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Sin embargo, entre la reserva y los finqueros que estaban ubicados dentro de ella antes de su creación existe un acuerdo: no serán expulsados, ni se les prohibirá el desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas, siempre y cuando respeten una prohibición con respecto al avance del desmonte dentro de los límites de la reserva.

## Conclusiones

El objetivo de este artículo fue analizar las dinámicas productivas y su impacto en las posibilidades de conservación del bosque en la parroquia Cosanga. Se estudiaron las lógicas sociales, económicas, productivas y ambientales de la población y su impacto en el manejo del bosque. Se examinó también la presencia del Estado, organizaciones sin fines de lucro e instituciones privadas que han jugado un rol determinante en esta relación.

En cuanto a los finqueros, se identificaron tres grupos sociales: los colonos, sus hijos o herederos y los compradores de tierra, quienes tienen una diferente concepción de los recursos naturales y el uso del suelo, ya que para cada uno existe un distinto proceso de adaptación y familiarización con el medio ambiente. Los colonos que inicialmente llegaron a la región no la conocían, por lo que sus prácticas agrícolas eran más dañinas para el ecosistema que las actuales. Además, la incertidumbre sobre la tenencia de tierra de estos colonos originales incentivó a un uso desmedido de los recursos.

Los hijos de colonos o herederos tienen un mayor conocimiento del medio, por lo que sus prácticas productivas se han adaptado a la zona y son menos agresivas. Tienen una posesión efectiva de sus propiedades, lo que les asegura su permanencia, y están más conscientes de que la tierra es



su único y máspreciado bien. Los compradores de terrenos que llegaron después de las olas de colonización han aprendido a utilizar y manejar la tierra a través de experimentos propios o de lo que ven en fincas vecinas. Este grupo de finqueros ha invertido dinero en sus compras y saben que perderán su inversión si no conservan los recursos.

Es importante señalar la articulación entre institucionalidad legal e impacto ambiental. El título de propiedad define el uso de los recursos, lo cual incide sobre las tasas de deforestación y la degradación ambiental. La mayor parte de finqueros de la parte baja de la parroquia tiene un título de propiedad de la tierra, al contrario que aquellos de las partes altas, que ocupan y/o lindan con la Reserva Ecológica Antisana. Tal como mencionan Hernández et al. (2005), quienes carecen de un título de propiedad tienden a sobreexplotar los recursos, ya que no saben hasta cuándo dispondrán de ellos, mientras que los finqueros que sí lo tienen procuran hacer un uso más sustentable de los recursos para asegurar su disponibilidad a futuro.

Es preciso mencionar los diferentes modelos de manejo de los bosques por parte de los finqueros. Existe un grupo que se ha dedicado a mejorar los suelos de las partes bajas con el fin de incrementar su productividad y reducir la presión hacia los bosques. Un segundo grupo ha conservado aquellos que se encuentran dentro de la Reserva Ecológica Antisana, donde no se puede talar. Un tercer grupo, ya sea por falta de recursos o desconocimiento, continúa ampliando la frontera agrícola hacia los bosques. Por su lado, las reservas privadas destinan todos sus esfuerzos a la recuperación y conservación de estas zonas.

En conclusión, la tendencia hacia una pérdida generalizada de bosque en la parroquia Cosanga se ha debilitado desde la década de los noventa. En primer lugar, el estudio de campo corrobora un mayor número de finqueros que son hijos de colonos, es decir, personas que han nacido en el cantón. En segundo lugar, se evidencian casos de finqueros que manejan sus propiedades con un modelo más eficiente, intensivo y sustentable. Esto demuestra que un cambio en las dinámicas productivas y sociales de la población es posible si se invierte capital y tiempo en capacitación, planes de manejo, administración de cuencas hídricas y alternativas económicas sustentables.

## Referencias

- Angelsen, Arild, y David Kaimowitz. 1999. "Rethinking the Causes of Deforestation: Lessons from Economic Models". *The World Bank Research Observer* 14 (1): 73-98. <https://bit.ly/2lvSyWz>
- Apollin, Frédéric, y Christophe Eberhart. 1999. *Análisis y diagnóstico de los sistemas de producción en el medio rural: Guía metodológica*. Quito: Camaren. <https://bit.ly/2kp4g0i>
- Baquero, Francis, y Diego Andrade. 2007. *Programa Parque en Peligro: Estudio sobre la remanencia del bosque y sistemas productivos, sector Cotsacacha*. Quito: Ecociencia.
- Hernández, Katty, Fabián Calispa, Marcia Peñafiel e Isabel Murillo, comps. 2005. *Contribuciones de la investigación participativa al desarrollo sustentable de las comunidades de montaña: Cantón Quijos, Napo, Ecuador*. Quito: Proyecto PLAN-Ecuador.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). 1990. "V Censo de Población y IV Censo de Vivienda: Base de datos". <https://bit.ly/2kkTh8e>
- 2001a. "VI Censo de Población y V Censo de Vivienda: Base de datos". <https://bit.ly/2kkTh8e>
- 2001b. "VI Censo de Población y V Censo de Vivienda. Fascículos Cantonales: Cantón Quijos". <https://bit.ly/2lGnGxL>
- Municipio de Quijos. 2002. "Plan de desarrollo estratégico del cantón Quijos. Napo, Ecuador. Resumen Ejecutivo". <https://bit.ly/2k0dqjI>
- Pichón, Francisco J. 1996. "Settler agriculture and the dynamics of resource allocation in frontier environments". *Human Ecology: An Interdisciplinary Journal* 24 (3): 341-71. doi:10.1007/BF02169394
- Schmink, Marianne. 1994. "The Socioeconomic Matrix of Deforestation". En *Population and Environment: Rethinking the Debate*, editado por Lourdes Arizpe, M. Priscilla Stone y David C. Major, 253-75. Boulder, CO: Westview Press.
- Wunder, Sven. 2000. *The Economics of Deforestation: The Example of Ecuador*. Londres: Palgrave Macmillan.

# Restauración de paisajes para favorecer la conectividad entre áreas protegidas: el caso del Corredor Ecológico Llanganates-Sangay

Jorge Rivas

Generalmente, las actividades humanas como la colonización y la extracción de recursos naturales conllevan un proceso de fragmentación de los paisajes naturales, que origina parches de vegetación entre los que hay poca o ninguna conexión, o divide grandes extensiones de bosque en superficies más pequeñas. Este proceso se presenta, por ejemplo, cuando áreas protegidas, como los Parques Nacionales Llanganates y Sangay, quedan separadas por barreras producto de creaciones humanas, tales como carreteras, zonas de cultivo, poblados, proyectos hidroeléctricos, etc. Un corredor biológico o ecológico es una ruta o una franja de vegetación que permite el flujo de plantas y o animales de una región a otra, favoreciendo la conectividad entre distintos parches de vegetación o zonas núcleo de bosque. Los corredores ecológicos tratan de disminuir los efectos de la fragmentación en un ecosistema al crear un vínculo entre las diferentes áreas a conectar, permitiendo así restablecer condiciones adecuadas para el desplazamiento de los animales, la dispersión de semillas y el aumento de la cobertura vegetal.

Al ampliar la superficie de conservación y conectar parches dispersos de hábitat, los corredores ecológicos facilitan el movimiento de individuos de un lugar a otro, lo cual ayuda a mantener los procesos ecológicos y evolutivos que se generan dentro de un ecosistema o zona núcleo de vegetación (Forman 1995). Por ejemplo, las especies raras y amenazadas como el oso de anteojos, el tapir de montaña y aquellas que tienen amplios rangos de distribución como el jaguar y el puma, se ven favorecidas al contar con

una mayor superficie para su desplazamiento y demás funciones básicas (alimentación, reproducción, procesos ecológicos, etc.). Los corredores ecológicos también tienen funciones hídricas: ayudan a controlar las inundaciones y la sedimentación, además de proveer de agua limpia a las comunidades que se asientan allí. Desde una perspectiva agrícola, los corredores ecológicos sirven de protección a la producción agroforestal, actuando como rompevientos para las cosechas y el ganado; también controlan la erosión y previenen la desertificación. Por último, promueven la recreación y las actividades de ecoturismo.

La noción de conectividad en un paisaje apareció en su forma moderna en los años setenta, cuando Richard Levins, un ecólogo de la Universidad de Harvard, creó el primer modelo matemático de lo que él llamó metapoblación, es decir, un conjunto de poblaciones locales de una especie que pueden estar unidas por un conector de hábitat, que permite la migración y el flujo genético entre ellas (Meffe y Carroll 1994). Según esta propuesta, la población de cualquier especie en un parche de vegetación puede aumentar, disminuir o desaparecer de ese espacio con el pasar del tiempo. Los hábitats vacíos pueden ser repoblados si los miembros de esa población son capaces de movilizarse de un parche a otro, es decir, si la metapoblación tiene suficiente conectividad (Meffe y Carroll 1994). Al conectar hábitats que han sido aislados, los corredores ecológicos permiten que las distintas poblaciones puedan movilizarse de un lado a otro, manteniendo su variabilidad genética a lo largo del tiempo. En otras palabras, un corredor ecológico permite el intercambio de material genético entre poblaciones, lo que preserva su variabilidad genética, de tal manera que estas puedan persistir en espacio y tiempo adecuados.

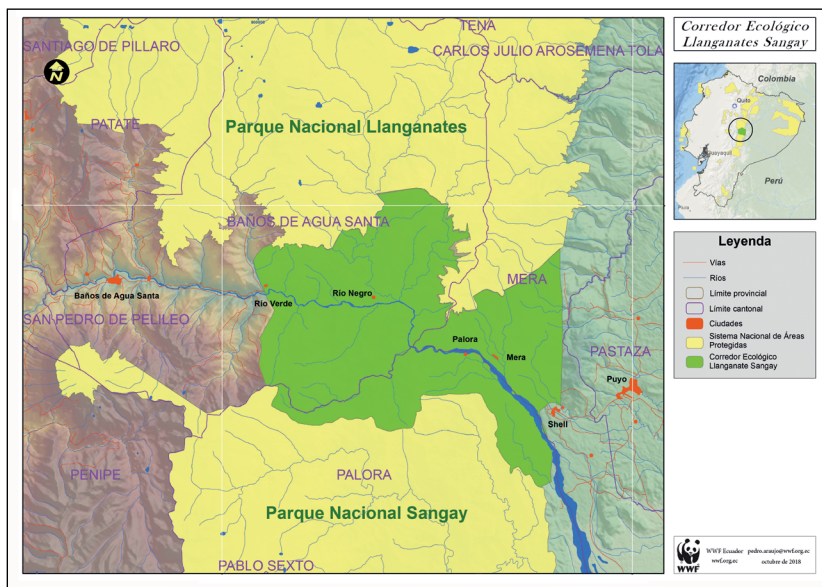
Cabe mencionar que los ríos y las quebradas no son considerados barreras infranqueables para algunos grupos de animales (sobre todo aves). En el caso de los ríos, si no son demasiado caudalosos y grandes, la barrera natural no es tan peligrosa como para que un animal con una buena capacidad de dispersión pueda aventurarse y cruzarla. Además, la vegetación cercana a los ríos suele constituir un hábitat seguro y proveer alimento. Resulta entonces más seguro cruzar algunos ríos que una carretera o un ambiente de cultivos o pastizales.

La restauración ecológica es una actividad deliberada que, por lo general, es propicia en ecosistemas que han sido alterados, dañados o degradados, y que trata de retornarlos a sus condiciones originales. La formación de corredores ecológicos en áreas bajo uso agropecuario y con bosques fragmentados es posible mediante la restauración de franjas de conectividad. Desde hace varios años, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF por sus siglas en inglés) ha desarrollado acciones de uso y manejo sostenible de recursos naturales en el Corredor Ecológico Llanganates Sangay (CELS), que conecta el extremo sur del Parque Nacional Llanganates con la parte norte del Parque Nacional Sangay, en la vertiente oriental de la región central de los Andes ecuatorianos. Este trabajo recoge la experiencia de estos años y reflexiona sobre las lecciones aprendidas en las acciones de restauración para mejorar la conectividad entre estas áreas protegidas claves para el país.

## Descripción del sitio

En el año 2000, el Proyecto Ecorregiones de los Andes del Norte de WWF identificó 65 áreas importantes para la conservación. Entre ellas se encontraba una franja de vegetación entre los Parques Nacionales Llanganates y Sangay que podía estar actuando como un corredor ecológico. En el año 2001, se realizaron varios estudios biofísicos y socioeconómicos para caracterizar la zona. Como resultado, WWF le otorgó el reconocimiento internacional de Regalo a la Tierra. Ante la importancia nacional e internacional que implica recibir tal distinción, las municipalidades de los cantones Baños (Tungurahua), Mera (Pastaza) y Palora (Morona Santiago) declararon la creación del CELS a través de ordenanzas y se comprometieron a manejar la zona del corredor bajo alguna categoría de protección. El corredor limita al norte con el Parque Nacional Llanganates (219 932 ha), establecido en 1996, y al sur con el Parque Nacional Sangay (502 105 ha), establecido en 1979 (MAE 2013) (mapa 5.1). En 2002 se elaboró un Plan Preliminar de Manejo, una de las primeras acciones tendientes a consolidar la zona del corredor como un área de conservación y uso sustentable de los recursos naturales.

Mapa 5.1. Ubicación del Corredor Ecológico Llanganates Sangay



Fuente: WWF (2014).

El CELS posee una superficie de 42 856 ha. Va desde los 958 hasta los 3802 msnm, es decir, desde bosques piemontanos hasta páramos. Cubre seis parroquias pertenecientes a las provincias de Tungurahua, Pastaza y Morona Santiago. De ellas, Río Negro ocupa el 47 %; Cumandá, el 23 %; Mera, el 19 %; Río Verde, el 8 %; Shell, el 3 %; y la parroquia de Madre Tierra, que tiene solamente 12 ha. El 47 % de los bosques del corredor (17 440 ha) se encuentra en la parroquia de Río Negro; allí mismo se localizan el 66 % de pastizales y el 51 % de cultivos. En el cuadro 3.1 se detallan las distintas áreas por cada una de las parroquias.

El mayor problema ambiental en la zona es el avance de la frontera agropecuaria: entre los años 2001 y 2013 se deforestaron 2834 ha en el CELS; el 67 % de la tala ocurrió en el cantón Baños. A esto se suma la extracción de madera y el uso de agroquímicos. Con la consolidación del CELS, se busca ampliar la superficie de conservación, conectar hábitats para facilitar el desplazamiento de especies raras y amenazadas entre los

Cuadro 5.1. Uso actual del suelo del CELS por parroquias

Parroquias	Humedales/ cuerpos de agua	Páramo	Bosque	Cultivos	Ganadería	Otras áreas	Total en ha
Río Verde	19,4	42,7	3021,8	106,1	202,8	23,1	3415,9
Río Negro	103,6	75,5	17 439,5	954,0	1493,3	86,8	20 152,7
Mera	173,4		6922,8	400,9	259,3	246,2	8002,6
Cumandá	308,6	34,3	9096,5	354,8	267,6	12,3	10 074,1
Shell	35,5		910,7	45,7	40,2	166,2	1198,3
Madre Tierra	5,1		6,9				12,0
<b>Total</b>	<b>645,6</b>	<b>152,5</b>	<b>37 398,2</b>	<b>1861,6</b>	<b>2263,3</b>	<b>534,6</b>	<b>42 856</b>

Fuente: MAE (2013).

Parques Nacionales Llanganates y Sangay, proteger las zonas núcleo de las áreas protegidas y desarrollar participativamente medidas de adaptación ante el cambio climático. Los ecosistemas del CELS albergan una alta diversidad de ecosistemas y un significativo número de especies endémicas. El corredor es también un área estratégica por los recursos hídricos que se regulan en esta zona, los cuales benefician a aproximadamente 3700 familias de seis parroquias y permitiendo el funcionamiento de al menos tres proyectos hidroeléctricos con una capacidad instalada de 459 MW.

Por estas razones, WWF ha trabajado con varios actores locales en los últimos años para asegurar la consolidación de la zona del corredor como un área de conservación y uso sustentable de recursos naturales, con los cuales implementó acciones de restauración con el objetivo de mejorar la conectividad. En cuanto a los esfuerzos locales de conservación, desde hace varios años en el CELS se han establecido varias importantes reservas de propiedad y manejo privado. En particular, la Fundación Ecominga ha sido un actor clave en estos esfuerzos de conservación local, al proteger varios sectores representativos del corredor.

En cuanto a las actividades humanas en el CELS, la economía de los pobladores está basada en los ingresos generados a partir de criar ganado, cultivar frutas como la naranjilla, aprovechar la madera y realizar actividades

vinculadas al turismo, principalmente relacionado con actividades de aventura y aguas termales. En esta zona, la agricultura tradicionalmente ha sido el eje de la economía, en especial en las áreas rurales entre las ciudades de Baños y Puyo. Sin embargo, las fluctuaciones de precios en el mercado de los productos y el incremento en el costo de insumos agrícolas hacen que la economía campesina sea cada vez más difícil. Los agricultores de la zona acostumbra rozar, tumbar (talar), repicar y luego sembrar, en especial naranjilla. Lo más frecuente es cultivar media hectárea de esta fruta. La productividad de la plantación fluctúa entre los dos y cuatro años; luego, baja ostensiblemente y se prepara otro terreno. Después de 10 años se vuelve a la parcela original; se dice que este es el período que la tierra necesita para volver a tener nutrientes y ser apta para mantener un cultivo. Con respecto al aprovechamiento forestal, a lo largo de la carretera que une Baños con Puyo existen varios aserraderos donde se elaboran cajas para transportar productos agrícolas. La madera se considera de mala calidad; principalmente se usa piñe (*Piptocoma discolor*), que se trae en trozas desde la zona donde se tala hasta los aserraderos.

En el área hay pocas personas dedicadas a la producción ganadera como única actividad: la mayoría tiene pocas reses. Mucha gente trabaja en este rubro porque se puede jugar con la oferta y la demanda, y cuando los precios son favorables, es posible vender los animales, cosa que no sucede con la agricultura. Además, el ganado puede ser trasladado a pie por distancias relativamente largas; se lo puede introducir en el bosque y aprovechar los pequeños valles existentes junto a ríos o en las partes altas de las montañas, donde la inclinación de las laderas no es muy considerable. Estos lugares son de tan difícil acceso que, en muchos casos, no se aprovecha la madera de árboles talados, ya que la ganancia que se puede obtener por las trozas no justifica el tiempo y el esfuerzo necesarios para sacarlas a la vía.

Mucha gente de la zona considera al ganado vacuno como una fuente de ahorros, ya sea para alguna ocasión de emergencia, una enfermedad, muerte de algún familiar o para solventar los gastos de educación de sus hijos. Los animales se llevan hasta Ambato para la venta. En la zona entre Río Negro y Shell se aprecian pastizales que antes fueron bosques. Los propietarios esperan nuevas circunstancias que les permitan tener reses otra vez; ser ganadero implica una posición de estatus.



En cuanto a la biodiversidad presente en el CELS, el estudio de línea base registró 101 especies de mamíferos (Fonseca y Carrera 2002), casi el 100 % de los esperados para las estribaciones de los Andes orientales. Destacan las 55 especies de murciélagos, 11 menos que el total registrado en el Parque Nacional Yasuní, considerado como la región más diversa de mamíferos en Ecuador (Reid, Engstrom y Lim 2000). De las 101 especies registradas, 21 poseen algún grado de amenaza o no se cuenta con datos suficientes para caracterizar su estado de conservación. A esta lista hay que sumar seis especies que no se consideran amenazadas en Ecuador, pero que localmente están en riesgo por distintos motivos, especialmente por actividades humanas.

Entre los animales más representativos se encuentran: danta amazónica (*Tapirus pinchaque*), oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*), jaguar (*Panthera onca*) y cervicabra (*Mazama rufina*). La mayoría de los mamíferos de gran tamaño ha sido avistada en los límites de los parques nacionales, especialmente del Sangay; existen fuertes indicios de su desplazamiento hacia áreas más bajas en épocas de verano (meses de septiembre y octubre). Los únicos casos reportados de cruce de individuos por el río Pastaza en la zona del corredor corresponden a cervicabra (*Mazama rufina*), pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) y pecarí de collar (*Pecari tajacu*). Especies asociadas a cuerpos de aguas y ríos, incluyendo la nutria (*Lontra longicaudis*), el perro de agua (*Galictis vittata*) y la raposa de agua (*Chironectes minimus*), usan permanentemente al río Pastaza y sus tributarios como hábitat.

Entre los sitios clave donde viven especies amenazadas están el Fuerte Militar Amazonas, La Estancia (Puyo), Mera, Machay, Pailón del Diablo y zonas bajas cercanas al área de estudio. Estos lugares presentan condiciones ambientalmente saludables (mayor diversidad que el resto de localidades, mayor abundancia de especies insectívoras, amenazadas o de otros grupos altamente diversos, etc.), por lo cual constituyen el punto de partida para futuras etapas de investigación en la zona (determinación de movimientos de individuos, por ejemplo).

En cuanto a la avifauna, Loaiza y Morales (2002) registraron 242 especies de aves, pertenecientes a 42 familias. A estas se deben sumar las 28 registradas por Benítez, Sánchez y Larrea (2000) en el sector de Machay,

lo que da un total de 270 para la zona del CELS. Los sitios de muestreo donde se reconoció un mayor número de especies fueron: El Topo (101) y Mangayacu (98), ambos ubicados en el área de influencia del Parque Nacional Llanganates. En lo referente a endemismo, la zona del CELS alberga a cinco especies endémicas de aves compartidas con Colombia y Perú. Estas son: jacamará cobrizo (*Galbula pastazae*) (catalogada como vulnerable dentro de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN]), colibrí del Napo (*Campylopterus villaviscensio*), hormiguero occidental (*Dysithamnus occidentalis*), saltarín azabache (*Chloropipo unicolor*) y vireón piquinegro (*Cyclarhis nigrirostris*).

Las especies que más deberían beneficiarse con el corredor son aquellas que presentan una alta distintividad biológica, es decir que son amenazadas, endémicas o raras (Viteri 2002). El estudio de Loaiza y Morales (2002) demostró que el tramo que comprende la parte suroriental del CELS, es decir, la zona entre la parroquia de Río Negro y el cantón Mera, presenta las condiciones bióticas, biogeográficas y ornitofaunísticas más favorables para el funcionamiento del corredor. Hacia su parte suroriental, el flujo o movimiento de algunas especies a través de los ejes norte-sur y viceversa se acentúa debido al buen estado de conservación de los remanentes de bosque presentes en esta zona. En este sector existe una permanente tasa de recambio tanto de especies como de individuos, potencializando la utilización del corredor.

La herpetofauna del CELS también ha sido analizada recientemente. Estudios por parte de Inabio, QCAZ, la Fundación Ecominga y la Universidad de Arlington en el volcán Tungurahua y la vía Baños-Puyo-Mera, permiten estimar que en esta región de los Andes podrían existir 143 especies de herpetofauna (91 anfibios y 52 reptiles) agrupadas en al menos cuatro ensamblajes. Solo en las reservas de la Fundación Ecominga se han reportado 118 especies (72 de anfibios y 46 de reptiles). La diversidad de herpetofauna registrada en las reservas de Ecominga representa el 80 % del total de la cuenca alta del Pastaza, con importantes poblaciones endémicas (58 especies) y amenazadas (24 especies) (Ron, Merino-Viteri y Ortiz 2019).

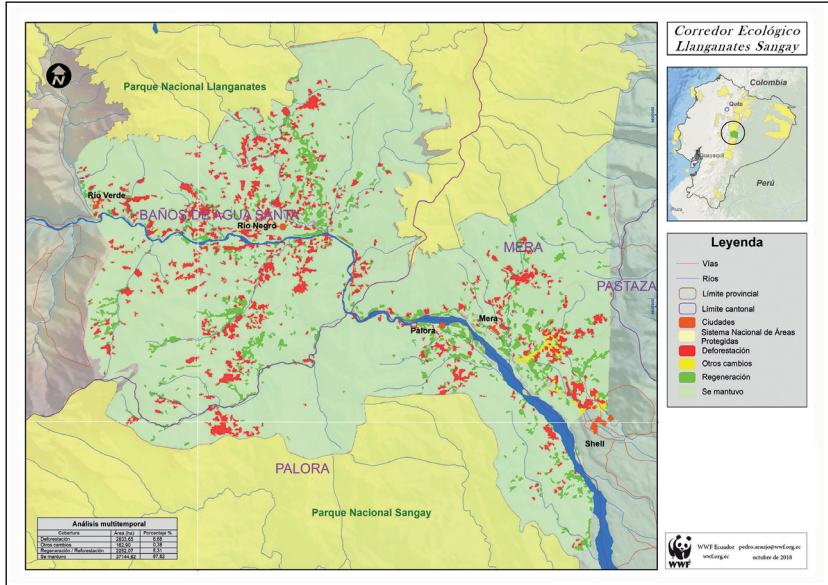
La zona del CELS es rica en flora. La interacción entre las nubes cargadas de humedad provenientes de la Amazonía y la topografía del valle del

Pastaza hacen de esta área un ecosistema rico en microclimas, resultando en la evolución de numerosas especies de plantas únicas. Se han identificado 195 especies de plantas endémicas a la cuenca del Pastaza, de las cuales 184 ocurren solo entre Baños y Puyo, incluyendo 91 especies de orquídeas (L. Jost, pers. comm.). Cuarenta y ocho de estas flores endémicas son nuevas para la ciencia y alrededor de 39 son estrictamente exclusivas para la zona del corredor (Fundación Natura 2002).

Según Fonseca y Carrera (2002), entre los 900 msnm y los 1700 msnm es posible encontrar formaciones vegetales propias de la alta Amazonía y de la Sierra ecuatoriana. Entre las especies presentes a lo largo de este gradiente altitudinal en la zona del corredor ecológico se pueden encontrar: *Ochroma pyramidale* (Bombacaceae), *Piptocoma discolor* (Asteraceae), *Cedrela odorata* (Meliaceae), *Cordia alliodora* (Boraginaceae), *Cecropia andina*, *Pourouma guianensis* y *P. cecropifolia* (Cecropiaceae), *Iriartea deltoidea*, *Astrocaryum chambira* y *Phytelephas macrocarpa* (Arecaceae), *Cinchona officinalis* (Rubiaceae), *Sloanea fragans* (Elaeocarpaceae) y *Virola sebifera* (Myristicaceae).

Según Vargas et al. (2000), un hallazgo importante en el sector de Machay fue el árbol *Zapoteca aculeata* (Fabaceae), una especie rara y endémica de Tungurahua que estaba considerada extinta hasta hace pocos años. Los estudios cuantitativos realizados en la loma de San Agustín encontraron apenas dos individuos de *Zapoteca aculeata* en una parcela de 50 x 50 m; esto demuestra que es una especie restringida a pequeñas poblaciones de pocos individuos. Solamente en el sector de Machay se identificaron 45 familias de plantas (sin contar helechos), siendo la más diversa la familia Rubiaceae con nueve especies.

Mapa 5.2. Análisis multitemporal del CELS



Fuente: WWF (2014).

## Contexto de la intervención

En 2014, WWF realizó un estudio mediante imágenes satelitales que permitió establecer los cambios producidos en la cobertura y uso del suelo en el CELS durante el período 2001–2013. Si bien la comparación de imágenes de dos épocas distintas y tomadas con sistemas diferentes implica ciertas limitaciones, el análisis multitemporal resultante permite determinar qué áreas cambiaron de cobertura, particularmente aquellas que fueron deforestadas para ser convertidas en pastizales, cultivos u otro uso humano, y las que habiendo estado bajo esos usos se han reconvertido a bosque (mapa 5.2).

El análisis multitemporal del CELS (WWF 2014) indica que 37 144 hectáreas no tuvieron cambio de cobertura, mientras que 2833 fueron deforestadas. Por otro lado, se determinó que 2252 hectáreas sin vegetación natural, la mayor parte áreas agrícolas, se transformaron a vegetación en

sucesión o fueron reforestadas durante el lapso analizado. Resulta notable que la extensión deforestada y la extensión regenerada sean similares en su superficie, con apenas una diferencia o cambio neto de 581 hectáreas (aproximadamente 1,4 % del corredor). De acuerdo con el estudio multi-temporal (WWF 2014), en el territorio del CELS, entre los años 2001 y 2013, la tasa de deforestación se estimó en 236 ha/año, mientras que la de regeneración fue de 188 ha/año. Por ende, la tasa de deforestación neta en ese período fue de 48 ha/año.

En este sentido, se puede concluir que el cambio total neto de uso de suelo del CELS ha sido mínimo en los últimos 12 años. Esto, en parte, explica que el corredor continúe siendo un área con una importante cobertura boscosa natural de entre el 82,05 y 87,27 % (según se incluyan o no ciertas áreas en regeneración), manteniendo una importante funcionalidad ecológica como hábitat de especies andinas y área de conexión entre los parques nacionales Llanganates y Sangay. Adicionalmente, es posible notar que en un mismo sitio la deforestación y la regeneración se producen en parches contiguos; esto corresponde al modelo de expansión y abandono de parcelas agrícolas y ganaderas mediante el cual se deforesta un área para destinarla a usos humanos, y que luego se abandona en barbecho cuando el suelo ha perdido su calidad, o por otras razones, pasándose a deforestar un área contigua. Una razón importante para el abandono de áreas agrícolas, especialmente en las zonas bajas del CELS, fue la disminución del cultivo local de la naranjilla.

Además, WWF ha apoyado al establecimiento de alianzas con el Ministerio del Ambiente, el Programa Socio Bosque (PSB), los gobiernos descentralizados de la zona y los actores locales para la gestión y consolidación del CELS. Sus metas son: consolidar la conectividad del área, fomentar la adaptación de los sistemas naturales y humanos, y fortalecer la provisión de servicios ecosistémicos en el CELS a través del buen uso y conservación de los recursos naturales. WWF ha contribuido a dichas metas mediante el apoyo a: 1) procesos de restauración en la cuenca media del río Pastaza; 2) incidencia en políticas locales mediante la generación de planes de adaptación al cambio climático; 3) definición de lineamientos para la preparación de planes de gestión de riesgos en las áreas protegidas, además de elaboración participativa de planes pilotos correspondientes.

Estas acciones no solamente contribuyen a un manejo más efectivo del paisaje del CELS, creando mejores condiciones para la circulación de especies, sino que además aportan a la mitigación y adaptación ante el cambio climático. De acuerdo con el estudio de vulnerabilidad al cambio climático de la cuenca del Pastaza (MAE 2013), gran parte del territorio del CELS muestra una vulnerabilidad media ante los efectos de este fenómeno para los sectores agrícola y ganadero. El estudio en la cordillera Real Oriental realizado por WWF en 2014 evidencia una tendencia de aumento continuo en la precipitación para la cuenca alta del río Pastaza. Los territorios cantonales del CELS cuyos sistemas de biodiversidad enfrentan mayor vulnerabilidad ante el cambio climático son: Pastaza, con el 31,27 % de su territorio; Mera, con 1,14 %; Palora, con 0,72 %; y Baños de Agua Santa, con 0,24 % (Hernández y Suárez 2008).

En lo que a restauración forestal concierne, una de las ventajas de los ecosistemas boscosos del CELS es su capacidad de regeneración luego de uso agropecuario, gracias a precipitaciones casi constantes durante todo el año y temperaturas favorables. Para facilitar un proceso de regeneración natural es necesario evitar que el ganado ingrese a estas áreas y no realizar quemas ni cultivos. Según la apreciación de pobladores locales, se requieren dos años para conseguir hasta dos metros de crecimiento de arbustos y árboles de especies pioneras y entre 20-30 años para obtener un bosque con dominancia de árboles forestales. De alguna manera, esta valoración nos da un indicador de las posibilidades de la zona para procesos de regeneración natural.

En la zona del corredor fue factible implementar procesos de restauración del paisaje dadas las condiciones y potencialidades para el desarrollo del turismo, la presencia de los parques nacionales Sangay y Llanganates, el interés de las poblaciones locales por abastecimiento de agua, a lo que se suman los proyectos hidroeléctricos. Las iniciativas de restauración que se pueden realizar varían de un lugar a otro, dependiendo de las perturbaciones pasadas, la presencia de comunidades, las colonizaciones con distintos intereses y las oportunidades técnicas, económicas, políticas e institucionales actuales. En definitiva, se trata de articular los diversos intereses a través de un proceso de negociación con propietarios que permita liberar áreas, restaurar zonas de mayor interés –como franjas

de conectividad y márgenes ribereños–, y desarrollar mejores prácticas productivas en el marco de una estrategia articulada de incentivos conducente al manejo integral de fincas.

## Estrategias y acciones de restauración del paisaje

Las iniciativas WWF tendientes a conservación y restauración de los paisajes del CELS se han enfocado en tres líneas de trabajo. En primer lugar, proteger remanentes boscosos a través de distintos mecanismos, incluyendo la incorporación de áreas al PSB, apoyo a Ecominga para conservar sus zonas privadas y al MAE en el manejo de las áreas protegidas. En segundo lugar, implementar procesos de restauración activa y pasiva en áreas de interés hídrico y para la biodiversidad, incluyendo márgenes ribereños, franjas horizontales y de conectividad. En tercer lugar, con ayuda de campesinos, desarrollar mejores prácticas productivas, agroecológicas, de forestería análoga y sistemas agroforestales.

Una de las acciones prioritarias en el territorio del CELS es la protección de los remanentes boscosos. Actualmente, el 21 % de esta superficie se encuentra bajo conservación a través de bosques protectores, convenios con el PSB y predios adquiridos por Ecominga. Es importante asegurar la conservación de las áreas restantes que no tienen ningún mecanismo de conservación. Para ello, WWF continuó apoyando y fortaleciendo el proceso de Socio Bosque en el CELS a fin de incorporar nuevos propietarios, colaborando en los levantamientos prediales, trámites, socializaciones y otras acciones necesarias para la presentación de los expedientes al programa. Específicamente, se apoyó la preparación de expedientes de 26 familias y una comunidad para Socio Bosque; 20 convenios aprobados están conservando 1106 ha.

Entre las áreas de mayor sensibilidad en el CELS se encuentran aquellas dedicadas a la agricultura y la ganadería, ubicadas cerca de los límites de los dos parques nacionales. Estas zonas representan 344 ha distribuidas entre las parroquias de Río Negro, con 150, y Cumandá, con 194. Se espera que la intervención en estos sectores logre consolidar las zonas de amortiguamiento

y la integridad de las dos áreas protegidas. La intención es crear una franja protectora que sirva para regular el avance de la frontera agropecuaria. Por su lejanía, estos sectores tienen un costo de oportunidad agrícola más bajo, lo que facilita las negociaciones con sus propietarios frente a aquellos cuyos terrenos se encuentran junto a la vía. La hipótesis es que, ante la disponibilidad de incentivos para restauración, para un propietario puede ser más rentable dejar estas áreas en regeneración natural, antes que continuar con las actividades agrícolas o pecuarias, esto en virtud de las distancias en desplazamiento y los costos de mano de obra y traslado de productos.

En suelos cubiertos por pastizales y cultivos liberar áreas para fines de restauración implica desarrollar mejores prácticas productivas con un enfoque más innovador y climáticamente inteligente, es decir, que permitan, por un lado, mantener e incrementar la productividad, y por otro, mejorar las condiciones de hidrología y biodiversidad. Las prácticas agroforestales, agroecológicas y de forestería análoga son de potencial utilidad para el efecto. Estas tierras, entre otros beneficios, permiten fortalecer la resiliencia de los sistemas productivos ante los impactos del cambio climático, puesto que producen biomasa para el reciclaje de materia orgánica, almacenan carbono y permiten aprovechar los productos forestales no maderables para la seguridad alimentaria.

Según el diagnóstico socioeconómico y ambiental realizado por WWF (2014), en la zona del CELS se advierten cuatro prácticas agroforestales que han sido implementadas tradicionalmente por varios agricultores: 1) cultivo de mandarina en asociación con cosechas anuales; 2) policultivos de frutales; 3) multiestratos/módulos agroforestales; y 4) pastos con árboles dispersos. Dichos sistemas conllevan varios atractivos productivos, que incluyen proveer forraje complementario y sombra para el ganado, aportar con materia orgánica, mejorar suelos, formar linderos y cercas vivas y ofertar productos forestales no maderables. Negociar acuerdos con propietarios a fin de mejorar y ampliar estas prácticas requiere procesos enfocados de información, sensibilización y capacitación.

A fin de impulsar la restauración forestal como medida de adaptación y resiliencia al cambio climático y mecanismo de fortalecimiento de los sistemas agroproductivos, entre 2012 y 2013 se donaron plantas de varias



especies para restauración de áreas a 100 familias del sector; 99 de ellas realizaron plantaciones en una superficie de 25,6 ha. De esta superficie, el 49 % se encuentra en la parroquia Río Negro; el 31 %, en la cabecera parroquial de Cumandá; el 15 %, en la parroquia Ulba; y el restante 5%, en la parroquia Mera (cuadro 5.2). Posteriormente, en 2014, se suscribieron convenios de cooperación con los gobiernos parroquiales de 16 de Agosto, Arapicos (Morona Santiago) y Río Negro (Tungurahua) con el propósito de apoyar acciones de restauración en los territorios correspondientes. En el marco de estos convenios, otras 135 familias de estas tres parroquias establecieron sistemas agroforestales en 169,5 ha (cuadro 5.3). De las plantaciones o sistemas de restauración realizadas en el territorio del CELS por los distintos grupos de beneficiarios, 35 % forma policultivos de frutales, 34 % se ubica en linderos, 14 % conforma multiestratos, 9 % fue destinado a protección de vertientes y 8 % se plantó como cercas vivas. Existe un interés notorio de las familias por los frutales ya que estos forman sistemas agroforestales productivos, además de propiciar condiciones climáticas favorables.

**Cuadro 5.2. Acciones de restauración en el CELS (2012-2013)**

Parroquia	Beneficiarios que recibieron plantas	Beneficiarios que realizaron restauración	Área destinada a restauración en ha
Cumandá	29	29	7,95
Mera	4	4	1,35
Río Negro	52	51	12,6
Ulba	15	15	3,75
<b>Total</b>	<b>100</b>	<b>99</b>	<b>25,65</b>

Fuente: WWF (2014).

**Cuadro 5.3. Acciones de restauración en el CELS (2014)**

Parroquia	Familias involucradas en producción y/o siembra	Plantas sembradas	Superficie (ha) establecida bajo SAF (Sistemas Agroforestales)
Río Negro	28	5000	13,5
16 de Agosto	69	75 000	86,0
Arapicos	38	55 600	70,0
<b>TOTAL</b>	<b>135</b>	<b>135 600</b>	<b>169,5</b>

Fuente: WWF (2014).

Para establecer prácticas agroforestales en el CELS se utilizaron especies multipropósito, es decir, plantas que pueden cumplir varias funciones y brindar múltiples beneficios (frutos para la alimentación o la venta, uso como cercas vivas, etc.). La selección de especies a utilizar fue determinada en función de los distintos agroecosistemas; entre ellas se destacan los cítricos (lima, naranja valencia, limón meyer, mandarina y limón sutil) y otros frutales como guanábana, arazá, caimito, borjón, uva silvestre, guayaba, chirimoya, aguacate, frutipán y guaba. También se incorporaron especies maderables propias de la región, como chuncho, guayacán, canela y aguano, y algunas especies de árbol destinadas a conservación del territorio, como quishuar, higuerón, pumamaqui y porotón.

## Perspectivas de trabajo a futuro

Restaurar paisajes es un proceso que se debe implementar de manera participativa con las poblaciones locales y que debe adaptarse permanentemente. Estos requerimientos presentan ciertas dificultades a ser solventadas si se espera tener éxito en las tareas de restauración de conectividad en el CELS. En primera instancia, y como todo proyecto de esta naturaleza, existe la necesidad de financiamiento a largo plazo, sin el cual es imposible efectuar evaluación, monitoreo o seguimiento a las acciones emprendidas. En segundo lugar, en el territorio del CELS se evidenció una debilidad en las capacidades y la institucionalidad local para liderar procesos de organización y regulación de incentivos. Esto se refiere tanto a capacidades en la toma de decisiones, como a otras de tipo técnico para orientar y articular a las diferentes instituciones que disponen de incentivos. En tercer lugar, en esta región es manifiesta la ausencia de una estrategia de negociación entre todos los actores que permita establecer acuerdos de conservación y restauración con propietarios de tierra; se necesitan distintas estrategias para negociar intereses y conflictos entre varios actores. Para organizar y regular las prácticas e incentivos de restauración en el CELS se requiere trabajar con propietarios y con gobiernos locales como dos actores claves.

Tomando en cuenta el contexto de la región, dos mecanismos en particular ofrecen oportunidades prometedoras de trabajo a futuro para WWF: manejar integralmente fincas bajo convenio con gobiernos seccionales y desarrollar esquemas locales de compensación por servicios ecosistémicos en los municipios del CELS. A nivel de fincas, es necesario planificar, organizar, regular y condicionar los distintos incentivos disponibles para orientar un manejo con fines de conservación y restauración. Esto implica identificar propietarios interesados y llevar a cabo un recorrido inicial conjuntamente con ellos, a fin de caracterizar su propiedad en términos de presencia de bosques, quebradas y áreas con agricultura o ganadería, identificando las áreas con posibilidades de restauración. A continuación, se procede al diseño de las prácticas de manejo a implementar, en función de los enfoques propuestos: proteger remanentes boscosos, restaurar áreas de interés y desarrollar mejores prácticas productivas.

Una vez caracterizadas las fincas e identificadas las prácticas de manejo recomendadas, se procede a negociar, con cada propietario interesado, un convenio de manejo que otorga incentivos bajo el cumplimiento de ciertas condiciones mínimas. En primer lugar, se tiene que definir los límites actuales entre el bosque y las áreas cultivadas y con pastizales como el avance máximo de la frontera agropecuaria. En segundo lugar, debe haber el compromiso de retirar el ganado de las zonas ribereñas o en restauración, implementando cercamientos que impidan su ingreso. En tercer lugar, se tiene que cuidar las plantaciones forestales por un período mínimo de tres años, generando así condiciones adecuadas para que alcancen, por lo menos, dos metros de altura; esto requiere de mecanismos que compensen por el no pastoreo en esas áreas durante ese lapso. El paso final es la firma de acuerdos de conservación entre el propietario y los gobiernos parroquiales locales. Para ello, WWF propone realizar un plan de acompañamiento que motive a los gobiernos cantonales y parroquiales a establecer programas de manejo de biodiversidad y mejoramiento productivo mediante resoluciones administrativas.

Con respecto al desarrollo de esquemas de compensación por servicios ecosistémicos, se advierte que los municipios están en capacidad de crear mecanismos para la protección de fuentes de agua en el marco de

sus competencias exclusivas. Estos permiten proteger y restaurar áreas de interés hídrico en el marco de la negociación de acuerdos voluntarios con propietarios. Fundamentalmente, las competencias de estos gobiernos autónomos descentralizados posibilitan que los municipios tomen decisiones mediante ordenanzas, a través de las cuales se pueden crear tasas por protección de microcuencas como parte de un programa cantonal para salvaguardar fuentes de agua.

De existir este tipo de programa en un cantón, habría la posibilidad de mantener un financiamiento permanente para la restauración: el pago de tasas por parte de los usuarios de agua de consumo doméstico se puede destinar a la protección de las microcuencas, desde la captación hacia arriba. En estos espacios se desarrollan negociaciones con cada propietario, a fin de conseguir acuerdos voluntarios para protegerlos y restaurarlos. Por ejemplo, en el caso del municipio de Baños, el área total de las microcuencas que abastecen al cantón alcanza las 16 042 ha, de las cuales 10 888 están cubiertas por bosques que necesitan protección y 159 están destinadas a usos agropecuarios, donde se requiere implementar mejores prácticas productivas. Considerando un costo de oportunidad para la conservación con Socio Bosque de USD 30/ha/año, para el 30 % del área forestal, más un costo de arrendamiento de USD 150/ha/año en áreas con pastizales para permitir el establecimiento de plantaciones y regeneración natural por el lapso de tres años, y teniendo un consumo anual de 1 718 164 m<sup>3</sup> de agua de la población de Baños, la tasa podría fijarse en USD 0,09/m<sup>3</sup>.

Lo anterior ilustra el ejercicio necesario para poder calcular una tasa adecuada. Los municipios podrían dictar una ordenanza que creara tales tasas por cada metro cúbico de agua consumida. De ser fijada hipotéticamente en 3 centavos de dólar, en el caso de Baños su aplicación recaudaría alrededor de USD 51 545 por año, lo que contribuiría a generar un mecanismo financiero estable que se podría utilizar para invertir en la protección de las fuentes de agua del cantón. Lo mismo aplica para los municipios de Mera y Pastaza.

## Referencias

- Benítez, Verónica, Didier Sánchez y Mario Larrea. 2000. “Evaluación ecológica rápida de la avifauna en el Parque Nacional Llanganates”. En *Biodiversidad en el Parque Nacional Llanganates: Un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas*, editado por Miguel A. Vázquez, Mario Larrea y Luis Suárez, 67-107. Quito: Ecociencia / Ministerio del Ambiente / Herbario Nacional del Ecuador / Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales / Instituto Internacional de Reconstrucción Rural.
- Fonseca, René, y Juan P. Carrera. 2002. “Evaluación y análisis para la identificación de un corredor ecológico entre los Parques Nacionales Llanganates y Sangay: una prueba de hipótesis con mamíferos”. En *Corredor ecológico entre los Parques Nacionales Llanganates y Sangay: un informe de los estudios biológicos y sociales*, editado por Xavier Viteri, 1-40. Quito: Fundación Natura / Fondo Mundial para la Naturaleza.
- Forman, Richard T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Fundación Natura. 2002. “Plan Preliminar de Manejo del Corredor Ecológico Llanganates-Sangay”. Borrador para discusión.
- Hernández, Olga Lucía, y César Suárez. 2008. *Análisis de vulnerabilidad al cambio climático en la cordillera real oriental de Colombia, Ecuador y Perú*. Cali: WWF / Fundación Natura.
- Loaiza, José M., y Manuel Morales. 2002. “Evaluación y análisis para la identificación de un corredor ecológico entre los Parques Nacionales Llanganates y Sangay: una prueba de hipótesis con aves”. En *Corredor ecológico entre los Parques Nacionales Llanganates y Sangay: un informe de los estudios biológicos y sociales*, editado por Xavier Viteri, 41-75. Quito: Fundación Natura / Fondo Mundial para la Naturaleza.
- MAE (Ministerio del Ambiente de Ecuador). 2013. *Plan de Manejo Parque Nacional Llanganates*. Quito: MAE.
- Meffe, Gary K., y Carl Ronald Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- Reid, Fiona A., Mark Engstrom y Burton K. Lim. 2000. “Noteworthy records of bats from Ecuador”. *Acta Chiropterologica* 2 (1): 37-51.

- Ron, Santiago R., Andrés Merino-Viteri y Diego Ortiz. 2019. “Anfibios del Ecuador”. Versión 2019.0. Museo de Zoología de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bit.ly/2s7WPdw>
- Vargas, Homero, David Neill, Mercedes Asanza, Alina Freire-Fierro y Edwin Narváez. 2000. “Vegetación y flora del Parque Nacional Llanganates”. En *Biodiversidad en el Parque Nacional Llanganates: un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas*, editado por Miguel A. Vázquez, Mario Larrea y Luis Suárez, 67-107. Quito: Ecociencia / Ministerio del Ambiente / Herbario Nacional del Ecuador / Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales / Instituto Internacional de Reconstrucción Rural.
- Viteri, Xavier, ed. 2002. *Corredor ecológico entre los Parques Nacionales Llanganates y Sangay: un informe de los estudios biológicos y sociales*. Quito: Fundación Natura / Fondo Mundial para la Naturaleza.
- WWF (Fondo Mundial para la Naturaleza). 2014. *Análisis multitemporal del Corredor Ecológico Llanganates-Sangay*. Quito: WWF.

# Manejo y restauración en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras

Ian Cummins

Este capítulo describe un proyecto de la Fundación Runa que tuvo como meta crear e implementar planes de manejo integrado de recursos forestales en tierras comunales ubicadas en la región de Napo-Galeras. Se hace énfasis en los esfuerzos por establecer mecanismos controlados localmente que puedan generar y administrar financiamiento tanto para reforestación con fines comerciales como para restauración forestal. El objetivo general del proyecto fue aportar a la sincronización de diferentes fuentes y tipos de financiamiento para mejorar el manejo de recursos naturales, aumentar rendimientos agrícolas, restaurar cobertura boscosa y fomentar nuevos ingresos para los habitantes de la región.

La Fundación Runa es una organización sin fines de lucro dedicada al trabajo con poblaciones que dependen del bosque en la Amazonía ecuatoriana. Su proyecto más conocido es la creación de una cadena de valor sustentable alrededor de la producción de guayusa (*Ilex guayusa*), miembro de la familia de los acebos (Aquifoliaceae), que ha sido cultivada tradicionalmente por pueblos indígenas de la Amazonía ecuatoriana en sistemas agroforestales conocidos como *chakras*. Desde 2009, la Fundación Runa ha trabajado para implementar una cadena de valor de guayusa basada en métodos de producción integrados a sistemas agroforestales existentes, en vez de en monocultivos.

Con el objetivo de profundizar el impacto del programa más allá del cultivo de la guayusa, a fines de 2014, la Fundación Runa amplió su enfoque para complementar la producción mediante una estrategia de manejo

integrado de paisajes y modos de vida en comunidades cercanas a áreas protegidas. Los planes de manejo se implementaron en tres poblaciones productoras de guayusa en la provincia de Napo, con la participación de sus habitantes. La selección de estas comunidades respondió principalmente a criterios geográficos, aplicando el valor de conservación como factor decisivo (dos de ellas se encuentran adyacentes a áreas protegidas, mientras que la tercera está cerca de un extenso tramo de bosque intacto).

Mantener cobertura forestal alrededor de áreas protegidas favorece significativamente su conservación, al reducir tasas locales de extinción, especialmente para especies de gran tamaño, y al facilitar la conectividad y dispersión entre tramos de bosque (DeFries et al. 2005; Núñez-Iturri y Howe 2007). Por su propia definición, las zonas de amortiguamiento son superficies que no están sujetas a los mismos niveles de conservación que las áreas protegidas que rodean. Por esta razón, en muchas circunstancias se espera que provean una amplia gama de bienes y servicios a sus moradores —especialmente a comunidades que dependen del bosque—, incluyendo madera y materiales de construcción, leña, productos forestales no madereros, recursos hídricos y oportunidades de recreación (Aumeeruddy y Sansonnens 1994; Heinen y Mehta 2000). Los planes de manejo integrado fueron diseñados con el fin de incentivar el uso sustentable de recursos naturales y la conservación de bosques mediante el fomento de actividades de subsistencia, formas de gobernanza local y tipos de organización espacial que respondan a las múltiples y, a menudo, contradictorias demandas que pesan sobre estos paisajes.

Las actividades de restauración y reforestación descritas en este capítulo fueron conceptualizadas y diseñadas con miembros de las comunidades en talleres participativos celebrados en 2014 y 2015, en Mushullacta. En estas reuniones, se manifestó la preocupación por la pérdida de biodiversidad en especies de animales y árboles. En general, los participantes mostraron su apoyo a tareas de reforestación y la restauración, aunque también expresaron su consternación debido a los costos de oportunidad, horizontes a largo plazo y necesidades de mano de obra. Como resultado de estos talleres, los planes de manejo estuvieron enfocados en el apoyo a la reforestación por pequeños agricultores. Las



actividades del programa se concentraron tanto en la restauración forestal como en el establecimiento de plantaciones forestales destinadas a pequeños agricultores. Se plantaron aproximadamente 19 000 plántulas en 52 parcelas individuales, que representan 29,5 ha de superficie. Las parcelas están dispersas en un área de más o menos 115 km<sup>2</sup> dentro de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras. En el proyecto participaron 37 hogares, con un estimado de 150-180 beneficiarios.

El proyecto se basó en establecer plantaciones comerciales compuestas principalmente por una especie maderable nativa conocida como chuncho (*Cedrelinga cateniformis*), al igual que plantaciones mixtas con una variedad de árboles frutales y maderables. Las parcelas de especies mixtas fueron diseñadas con el propósito múltiple de brindar sustento para las comunidades locales, mejorar el hábitat para la vida silvestre y facilitar la regeneración natural de áreas aledañas. La Fundación Runa trabajó junto con una asociación de guayusa local para coadministrar el proyecto e incluir a los participantes en todas las etapas de su diseño de manera más activa. Con base en tasas de producción proyectadas y precios actuales de madera, se estima que las plantaciones de chuncho proporcionarán entre USD 600 000 y 1,2 millones a los participantes del proyecto, en un tiempo de rotación a cosecha final de alrededor de 20 años. Esto equivale a un valor presente neto de USD 178 000-376 000 para las plantaciones forestales, a una tasa de descuento de 6 %. Para las superficies en restauración, no se calcularon proyecciones de ingreso, aunque se espera que proporcionen beneficios significativos a los productores en términos de madera, frutas y servicios ambientales.

El proyecto utilizó una variedad de métodos a fin de catalizar la reforestación en la región: compensación directa, afiliación grupal a un programa gubernamental de incentivos, creación de un programa de crédito administrado localmente para fomento de reforestación, y contratación de participantes para establecer y manejar viveros forestales. El proyecto demostró que el financiamiento dirigido a reforestación es efectivo, especialmente si el apoyo financiero, los materiales y las plántulas están a disposición de los tenedores de tierra individuales. Los

incentivos financieros fueron más efectivos cuando los desembolsos estuvieron sujetos al cumplimiento de mecanismos establecidos. En general, los métodos más inclusivos y de carácter más horizontal, en cuanto a financiamiento y aprobación, fueron más exitosos que el programa gubernamental de incentivos.

Las actividades del proyecto se consideran mayoritariamente exitosas en cuanto a catalizar la reforestación en un contexto sociopolítico relativamente complejo. Sin embargo, los esfuerzos dirigidos a establecer mecanismos internos y a crear una conexión con subsidios estatales presentaron mayores complicaciones. Mientras que las organizaciones locales demostraron ser efectivas en la gestión de ciertas actividades (talleres, registro de participantes y distribución de plántulas), fueron menos exitosas en manejar el programa de créditos agropecuarios. Ante todo, esto se debió a debilidades institucionales, específicamente a la falta de salarios y presupuestos de viaje para los líderes de las asociaciones, además de que carecen de habilidades necesarias para el manejo eficaz de cadenas de valor agropecuarias y programas de microcrédito comunitario.

## Descripción del área de intervención

Las actividades del proyecto se llevaron a cabo en la parroquia Cotundo del cantón Archidona, provincia de Napo. El área de intervención, bajo título de propiedad comunal a nombre del Pueblo Kichwa Rukullacta (PKR), está ubicada en el centro geográfico de la Reserva de Biósfera Sumaco (930 000 ha) y dentro de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras (206 000 ha). Aunque el Parque Nacional está gestionado por el Ministerio del Ambiente como una sola unidad administrativa, se divide en dos sectores discontinuos: uno de 194 000 ha, cuyo centro es el volcán Sumaco, y otro de 12 000 ha ubicado en la cordillera Napo-Galeras. El trabajo de reforestación se llevó a cabo en la vertiente occidental de esta cordillera, específicamente en cinco comunidades a lo largo de un camino lastrado en su base que conecta con la troncal Amazónica, 5 km al este de la comunidad de Guamaní.

El área de intervención se ubica entre los 700 y 900 msnm. Las temperaturas son más moderadas que en otros lugares de la Amazonía debido a su elevación relativamente alta. La mayoría del bosque remanente en la región se identifica como bosque tropical piemontano o premontano. La Reserva de Biósfera Sumaco toma su nombre del volcán homónimo (3900 msnm), un pico relativamente aislado en las estribaciones orientales de los Andes. La región comprende la cabecera de diversos cursos de agua, incluyendo los ríos Suno, Coca, Pitayacu y Pusuno. Los ecosistemas varían desde montañas tropicales y páramo andino hasta planicies amazónicas. Dada su ubicación entre los Andes orientales y las llanuras amazónicas, la Reserva de Biósfera Sumaco constituye un importante corredor biológico en la interfase amazónico-andina. La fauna que se registra es altamente diversa, esta reserva es uno de los únicos lugares donde especies amazónicas como el jaguar (*Panthera onca*), el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*) y el pecarí barbiblanco (*Tayassu pecari*) se encuentran en contacto con otras tradicionalmente andinas, como el oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*), el tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*) y el gallito de la peña (*Rupicola peruviana*). Ciertos grandes primates, específicamente el mono araña común (*Ateles belzebuth*) y el mono lanudo plateado (*Lagothrix poeppigii*), han sido exterminados en gran parte de la provincia de Napo; sus poblaciones se beneficiarían con vedas locales a la cacería e incrementos en la cantidad de hábitat adecuado. Muchas de estas especies no transitan a través de áreas deforestadas, por lo cual la restauración de corredores de dispersión es especialmente importante para recuperar la conectividad entre poblaciones aisladas remanentes.

El uso de suelo en la región es de dos tipos: áreas que se manejan de forma comunitaria, a través de las instancias de gobernanza del PKR; y otras que, aunque estén bajo título de propiedad comunitaria, son administradas por unidades familiares a través de acuerdos de usufructo. El PKR es una asociación kichwa que tiene título sobre aproximadamente 42 000 ha de tierra entre Archidona y la sección Napo-Galeras del Parque Nacional. De estas, 11 000 ha, principalmente cubiertas de bosque primario, se mantienen como reserva comunal. Dicha superficie participa en el Programa Socio Bosque con un convenio por 20 años con el Ministerio del Ambiente.

Dentro de ella, el uso de recursos se encuentra severamente limitado: las actividades madereras, agrícolas y de cacería están mayoritariamente prohibidas (Krause, Collen y Nicholas 2013). Otras, de menor impacto, tales como recolectar productos forestales no madereros, canalizar agua potable y ecoturismo están permitidas dentro de la reserva Socio Bosque. Esta limita directamente con el sector Napo-Galeras del Parque Nacional, expandiendo en casi 50 % la superficie contigua bajo conservación directa. El resto del área del PKR es manejado por unidades familiares de aproximadamente 7000 miembros con derecho a voto, en un arreglo que se asemeja a la tenencia privada.

Para propósitos de este capítulo, la región Napo-Galeras se define como aquella zona del PKR situada entre el río Hollín y el Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras, esta región abarca aproximadamente 15 000 ha. Sin sufrir asentamiento previo, estas tierras se utilizaban principalmente como área de cacería tradicional hasta los primeros años de la década de los ochenta, cuando partes aledañas al camino fueron reclamadas por miembros de la organización que eventualmente se convertiría en el Pueblo Kichwa Rukullacta. La mayoría de estas personas provenían de Archidona, a 25 km de distancia, y llegaron en búsqueda de tierra disponible (Erazo 2013).

En años recientes, la región ha experimentado una significativa emigración, principalmente hacia la Sierra, para laborar en la industria florícola, al igual que hacia otros lugares de la Amazonía norte, para realizar trabajo asalariado. Muchas personas en la región tienen viviendas tanto en Napo-Galeras como en Archidona. La actividad económica de la zona se concentra en la explotación de madera y en una mezcla de agricultura de subsistencia y comercial en *chakras*. Los cultivos comerciales incluyen café, naranjilla y guayusa. Una variedad de sembríos básicos como plátano, yuca, maíz, frejol, maní y chontaduro (*Bactris gasipaes*) se comercializan a nivel local u, ocasionalmente, en los mercados de Archidona y Loreto, dependiendo de las necesidades familiares. Algunos productos como guayusa, naranjilla, estacas de pambil (*Iriartea deltoidea*) y madera aserrada, se venden directamente a intermediarios y compradores finales a orillas de la carretera en cada comunidad.

Debido a su reciente asentamiento, los predios de la región no han estado sujetos a parcelación intergeneracional a través de herencia, y aquellos registrados en usufructo son relativamente grandes, con extensiones de entre 20 y 60 ha, con una mediana de 26 ha en el área de estudio. Por ende, los tenedores de tierra pueden emplear una estrategia de uso de suelo diversificada, que combina áreas silvopastoriles, zonas agroforestales (*chakras*), formaciones de bosque secundario de distintas edades y plantaciones de naranjilla. La mayoría de zonas de fácil acceso han sido fuertemente taladas y, en algún punto, rozadas con fines agrícolas. La limpieza de tierras se llevó a cabo para la producción ganadera y el cultivo de naranjilla. Sin embargo, durante la última década, estas actividades han disminuido significativamente, de tal manera que actualmente gran parte de la región se encuentra cubierta por formaciones secundarias en varias etapas de clímax conocidas como rastrojos.

Algunas áreas regeneradas presentan masas forestales compuestas casi enteramente por pigüe (*Piptocoma discolor*), un árbol de madera blanda de rápido crecimiento muy cotizado, para producir cajas de fruta y palés y fabricar carbón (Erazo et al. 2014). Dentro de las áreas despejadas, con frecuencia, los tenedores de tierra mantienen árboles vestigio, grandes y de valor comercial, para venderlos a futuro o construir viviendas. Estos típicamente incluyen chuncho (*Cedrelinga cateniformis*), chonta caspi (*Andira spp.*), batea caspi (*Cabrlea canjerana*), mascarey o calum calum (*Hyeronima alchorneoides*) y copal (*Dacryodes peruviana*). El pambil (*Iriartea deltoidea*) es muy común tanto en formaciones primarias como secundarias, registrándose densidades de >30 tallos por ha. Los predios de segunda línea, no tan accesibles, permanecen cubiertos, en su gran mayoría, por bosque primario, y están significativamente menos poblados que las áreas adyacentes a caminos. En general, estas superficies se utilizan para la extracción de madera y, en menor grado, para la cacería y la recolección de productos forestales no madereros.

Según la ley ecuatoriana, el Ministerio del Ambiente debe aprobar un plan de cosecha forestal antes del inicio de la mayoría de actividades de tala. Para habitantes rurales, este proceso puede ser costoso y requerir una inversión de tiempo importante, ya que implica contratar a un

silvicultor registrado, varias visitas a notarías, recopilar una variedad de documentos y pagar derechos de tala al MAE. Por este motivo, gran parte de la tala en la región se lleva a cabo sin permisos legales; la madera extraída se inserta en el cupo de permisos preexistentes cuyo volumen no haya sido llenado. Las operaciones de cosecha forestal dentro de tierras del PKR también deben contar con un permiso emitido por las instancias de gobernanza comunitaria correspondientes. Típicamente, la tala es llevada a cabo por los tenedores de tierra, que a menudo utilizan mano de obra familiar contratada. Aunque el marco legal aplicable permite la extracción mecanizada de madera, existen pocos operadores de este tipo en la Amazonía ecuatoriana, y la mayoría de planes de cosecha son demasiado pequeños como para justificar la tala mecanizada. En su lugar, los árboles derribados son aserrados en tablas o cantos que son transportados en mula hasta el camino para su venta a intermediarios. El alto nivel de informalidad que caracteriza este proceso provoca que muchos tenedores de tierra reciban precios muy bajos por el producto o que no estén en capacidad de vender madera aserrada directamente en mercados de mayor valor. A lo largo de la región, la tala es un componente importante del sustento rural, siendo especialmente útil al momento de cubrir gastos inesperados (Mejía y Pacheco 2013).

## Arreglos institucionales

Esta sección examina el tema de los actores institucionales involucrados en el proceso de reforestación y describe sus roles específicos en el proyecto. Si el trabajo de conservación y desarrollo comunitario ha de tener éxito, es esencial que los proponentes de un proyecto no solo generen interés y participación local, sino que también identifiquen organizaciones locales con las que puedan colaborar y que estén en capacidad de continuar con las actividades del proyecto una vez que su financiamiento haya terminado. El programa de reforestación fue estructurado de tal manera que los socios de implementación locales adquirieran mayor responsabilidad de gestión progresivamente. Esto se enmarca dentro de una

meta organizacional más amplia cuyo objetivo es construir capacidad local para el manejo de cadenas de valor agrícola, programas de crédito comunitario y otros proyectos.

Con ese propósito en mente, la Fundación Runa se asoció con una organización local de fomento agrícola y turismo llamada Asociación Casa del Puma (Asacapum), para diseñar, implementar y monitorear el programa de reforestación en los paisajes de Napo-Galeras. Este arreglo institucional fue especialmente efectivo durante las etapas tempranas del proyecto, ya que el extensionista de campo contratado por Runa también desempeñó el cargo de presidente de Asacapum durante gran parte de su implementación. Este rol dual le permitió ser un vínculo directo entre ambas organizaciones, creando sinergias y fortaleciendo lazos institucionales.

La relación entre Fundación Runa y Asacapum se formalizó mediante una serie de contratos entre ambas, en la que se estipulaba la entrega de fondos a la Asociación para implementar actividades del proyecto con base en el cumplimiento de hitos. Asacapum se formó en 2014, primordialmente como una asociación de fomento agrícola y turismo, y ha servido de foco organizativo para los tenedores de tierra de la región. Como entidad legal, tiene una cuenta de banco y mantiene estados financieros y contables básicos, lo que permitió que Runa canalizara el financiamiento a través de ella. Aunque la asociación solo tiene unos 30 miembros oficiales, manejó el Fondo de Prima Social de Guayusa en beneficio de más de 100 unidades familiares en otras comunidades de la región Napo-Galeras de PKR (Mushullacta, Papanku y Oritoyaku). La Fundación Runa proporcionó financiamiento para el proyecto, estableció los parámetros de implementación correspondientes, obtuvo plántulas y prestó asistencia técnica y organizativa. Asacapum desempeñó la gestión de actividades en la localidad, incluyendo la socialización del proyecto y su diseño participativo; también tuvo a su cargo responsabilidades fiduciarias locales, además de monitorear resultados y distribuir materiales y asistencia financiera. Este arreglo permitió diseñar un proyecto con estructura horizontal, acentuando la responsabilidad de los participantes locales y aminorando la necesidad de supervisión por parte de Fundación Runa.

Si bien Asacapum demostró ser una organización altamente eficaz y de significativa legitimidad local, no tiene título de propiedad sobre la tierra en el área del proyecto, por lo cual no fue capaz de tomar decisiones de uso de suelo o aprobar formalmente la participación en los programas de incentivo gubernamentales. Estas responsabilidades recayeron sobre el Pueblo Kichwa Rukullacta, una de las más antiguas y destacadas organizaciones indígenas de la Amazonía ecuatoriana, la cual se había formado formado como cooperativa ganadera en la década de los setenta (Erazo 2013). A lo largo del proyecto, Runa hizo un esfuerzo concertado por trabajar con la dirigencia del PKR, invitándola a participar en los talleres y otras actividades relacionadas. El PKR tiene la autoridad para aprobar convenios con el Estado y trabajó con la Fundación Runa para entregar una propuesta al programa de incentivos forestales del Ministerio de Agricultura.

Durante el proyecto se evidenciaron tensiones entre Asacapum y PKR, principalmente en relación con temas financieros asociados a la distribución y el control de fondos provenientes de Socio Bosque y del Fondo de Prima Social de Guayusa. A la larga, se decidió canalizar el trabajo de restauración a través de la Asociación, ya que es una organización más pequeña y sus dirigentes viven y trabajan en el área de intervención. Las oficinas del PKR quedan a dos horas de distancia del sitio del proyecto, en una zona donde la dirigencia no mantenía una presencia activa y, por ende, no podía ofrecer la capacidad de gestión necesaria para implementar el proyecto. La decisión de canalizar fondos y organizar participantes a través de Asacapum desembocó en un mejor control del proyecto e hizo más eficiente su implementación, pero a la vez exacerbó tensiones preexistentes entre la Fundación Runa y la dirigencia de PKR con respecto a las ventas de guayusa y la distribución de fondos.

## Diseño e implementación del proyecto

El proyecto fue diseñado principalmente para financiar e implementar reforestación con fines comerciales y restauración forestal en pequeñas parcelas, por medio de la integración de siembra de árboles con producción de



cultivos de ciclo corto. Simultáneamente, se buscó fomentar capacidades de manejo de reforestación a nivel de asociación rural y generar fondos provenientes de la venta de cultivos de ciclo corto para cuando el financiamiento del proyecto hubiera terminado. A menudo, los pequeños tenedores de tierra enfrentan barreras significativas que les dificultan reforestar sus predios: tenencia de tierra inestable o insegura; falta de acceso a créditos (mayormente a raíz de su incapacidad de usar la tierra como colateral); complicaciones para agregar producción y acceder a mercados; disponibilidad insuficiente de mano de obra; tasas de descuento altas; y dificultades para obtener materiales de siembra o plántulas de calidad (Van Noordwijk et al. 2008; Sikor y Baggio 2014).

En muchos casos, las iniciativas de reforestación no están alineadas con los horizontes temporales y las necesidades específicas de los tenedores de tierra. Las fuentes externas de financiamiento frecuentemente están atadas a cronogramas de ejecución fijos, y a menudo los proyectos se implementan de forma aislada, sin suficientes fondos para escalar las experiencias o monitorear los resultados (Verweij 2002; Barr y Sayer 2012). Estas limitaciones también estuvieron presentes en los esfuerzos de reforestación de la Fundación Runa, en particular, el hecho de que la mayoría de los tenedores de tierra en la región enfrentaron obstáculos organizativos y financieros que dificultaron su participación en el programa, y que los fondos disponibles para la reforestación fueron limitados y de aplicación específica.

Tomando en cuenta lo anterior, el proyecto se diseñó específicamente para remover barreras financieras e institucionales que enfrentan los pequeños tenedores de tierra ante la participación en trabajos de reforestación; incluirlos en proyectos gubernamentales de reforestación; crear capacidad local para organizar este tipo de trabajos, y fomentar mecanismos asociativos que puedan financiar rondas subsiguientes de reforestación. Ya que casi todas las actividades de reforestación se llevaron a cabo en paisajes agrícolas, se puso énfasis en asegurar que contribuyeran al sustento de los pobladores locales. Esto se logró al seleccionar especies que los residentes consideran de valor comercial, utilizar incentivos financieros, fomentar el intercalado con cultivos comerciales, reducir el

costo de participación en términos de dedicación de tiempo y requerimientos burocráticos, y otorgar derechos de propiedad y uso sobre los árboles plantados a los pequeños tenedores.

Como se detalla más adelante, la Fundación Runa utilizó cuatro programas distintos para financiar la reforestación: compensación directa a los tenedores de tierra, participación grupal en un programa gubernamental de incentivos, creación de un programa de crédito agrícola destinado a incentivar la reforestación, y contratación de mano de obra local para construir y administrar viveros forestales. Cabe resaltar que estos programas fueron diseñados para ser complementarios y actuar como módulos diferentes en aras de un mismo objetivo mayor: fomentar la reforestación gestionada localmente.

Dentro de ciertos parámetros específicos, los tenedores de tierra participantes tuvieron amplias facultades para decidir la ubicación, densidad y prácticas de manejo de la reforestación a ser implementada. También estuvieron a cargo de proporcionar o contratar la mano de obra necesaria para sembrar árboles. En algunas áreas, como bosques primarios, aquellas de fuerte pendiente o de amortiguamiento ribereño, no se permitió la siembra con fines comerciales. Muchos de los participantes eligieron sembrar en las zonas de rastrojo (barbechos jóvenes con vegetación pionera); otros lo hicieron en sistemas agroforestales tipo *chakra*, a menudo en asociación con guayusa, yuca y cacao. Algunos productores usaron naranjilla (*Solanum quitoense*) como estrategia de sucesión para dar paso gradual a plantaciones forestales. Antes de recibir plántulas, materiales o financiamiento, los participantes debían mapear, limpiar y poner estacas en las áreas destinadas a la siembra.

El proyecto implementó tanto plantaciones monoespecíficas de chuncho (*Cedrelinga cateniformis*) como de especies mixtas. Para las primeras, la siembra fue en líneas de 4 × 4 m (625 árboles por ha), mientras que en las mixtas se dio generalmente en intervalos de 4 × 5 m (500 árboles por ha). Algunos tenedores de tierra prefirieron utilizar intervalos mayores para optimizar la entremezcla con cultivos de sustento y comerciales. Esta se alentó con el fin de compensar los costos de mano de obra asociados a sembrar y mantener árboles, además de proporcionar ingresos durante la etapa

temprana de establecimiento. Aunque la entremezcla de cultivos es común en los sistemas agroforestales locales, esta técnica no ha sido utilizada en Napo para incentivar plantaciones forestales. En estos sistemas, las especies maderables tienen baja densidad y están espaciadas irregularmente, lo cual limita su valor. La estrategia de fomentar la siembra de cultivos de ciclo corto dentro de plantaciones forestales comerciales se conoce como siembra *taungya*, y ha sido utilizada a gran escala en el sureste asiático para financiar los costos de mano de obra asociados con establecer esta suerte de plantaciones (Weersum 1982).

En general, la ubicación de las plántulas fue marcada con estacas de pambil (*Iriarteia deltoidea*). Esta es una especie de palma abundante en la región, que se cosecha y vende a las industrias florícola y bananera, usada en la confección de estacas de soporte para plantas en crecimiento. La selección de especies para plantaciones mixtas respondió a diversos criterios, como tasas de crecimiento, percepción de beneficios en términos de sustento familiar y valor alimenticio y como hábitat para la vida silvestre. Se hizo un esfuerzo especial por combinar especies de rápido crecimiento con otras frutales de desarrollo más lento, que típicamente no se incluyen en los programas de reforestación (Butterfield et al. 1995; Calvo-Alvarado, Arias y Richter 2007). En la tabla 6.1 se detallan las especies seleccionadas para la siembra en plantaciones mixtas.

Tabla 6.1. Especies seleccionadas para la siembra en plantaciones mixtas

Nombre		Familia	Usos
Común	Latín		
Moral	<i>Clarisia racemosa</i>	Moraceae	Madera
Ahuano	<i>Swietenia macrophylla</i>	Meliaceae	Madera de alto valor, en la actualidad su tala es ilegal en bosques naturales
Cedro	<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	Madera
Chuncho	<i>Cedrelinga cateniformis</i>	Fabaceae	Especie maderable de crecimiento rápido, muy solicitada; las semillas son alimento para el agutí y la paca
Guaba, guabilla	<i>Inga spp.</i>	Fabaceae	Frutos comestibles, fijación de nitrógeno
Guayacán pichiche	<i>Minquartia guianensis</i>	Oleaceae	Madera
Copal	<i>Dacryodes peruviana</i>	Burseraceae	Alimento para vida silvestre y madera
Wachanzu, maní del monte	<i>Caryodendron orinocense</i>	Euphorbiaceae	Produce semillas/nueces comestibles que se pueden vender o sirven de alimento para vida silvestre
Abio del monte	<i>Pouteria spp.</i>	Sapotaceae	Frutos y madera
Tocota, colorado	<i>Guarea kunthiana</i>	Meliaceae	Frutos y alimento para vida silvestre. También es una especie maderable valiosa
Kushiyo cambi	<i>Theobroma subincanum</i>	Malvaceae	Frutos
Uva	<i>Pourouma cecropiifolia</i>	Urticaceae	Frutos que sirven de alimento para humanos, pájaros y primates. Especie de sucesión temprana
Sangre de gallina	<i>Otoba parvifolia</i>	Myristicaceae	Especie maderable ampliamente utilizada para la construcción
Manzana de agua	<i>Syzygium malaccense</i>	Myrtaceae	Frutos
Pungara	<i>Garcinia spp.</i>	Clusiaceae	Frutos
Pasu	<i>Gustavia mascareniensis</i>	Lecythidaceae	Frutos y madera
Ungurahua	<i>Oenocarpus bataua</i>	Arecaceae	Frutos que sirven de alimento para una variedad de pájaros y mamíferos; también se cosecha para la producción de aceite
Ishpingo, canelo	<i>Ocotea quixos</i>	Lauraceae	Conocida como canela amazónica, sus semillas y cápsulas de fruta se venden como saborizantes

## Mecanismos de financiamiento para la reforestación

Se aplicaron distintos mecanismos a fin de incentivar y establecer la siembra de árboles como práctica agrícola; todos se enfocaron en el progresivo traspaso de responsabilidades hacia los socios y buscaron el reemplazo gradual de subsidios externos por fuentes de financiamiento generadas localmente.

### Financiamiento directo

En 2016, la Fundación Runa recibió una donación del Fondo Russell Train de la WWF para implementar un proyecto comunitario de reforestación en la región Napo-Galeras. Se decidió trabajar con pequeños tenedores de tierra en la comunidad de Mushullacta para establecer plantaciones forestales de chuncho en áreas de rastrojo e implementar siembras de enriquecimiento en sistemas agroforestales existentes. El chuncho es una especie maderable especialmente deseada por los tenedores de tierra en la región por múltiples razones: sus altas tasas de producción, el hecho de que las plantaciones de esta especie estaban siendo subsidiadas por un programa del Ministerio de Agricultura (mayores detalles a continuación), la disponibilidad de sus semillas, su adaptabilidad a sistemas agroforestales, y su valor en mercados locales de madera (Baluarte Vásquez y Álvarez González 2015).

Para incentivar una participación temprana, el programa de siembra fue estructurado como un subsidio directo de la Fundación Runa hacia Asacapum. Según los términos del acuerdo, la asociación administró la distribución de plántulas y fondos a los tenedores de tierra participantes; los subsidios otorgados sumaron USD 240 por ha. Los fondos se desembolsaron de manera escalonada, lo cual aseguró el cumplimiento satisfactorio de hitos específicos del proyecto, tales como limpieza, siembra, mantenimiento y supervivencia. Antes de recibir fondos adicionales, Asacapum tenía la obligación de dar informes de gastos detallando cómo se invertían los avances en efectivo.

A través de este programa, se lograron establecer ocho hectáreas de plantaciones forestales en 13 diferentes parcelas dentro y alrededor de la comunidad de Mushullacta. El costo total, incluyendo plántulas, mano de obra y otros insumos, fue de aproximadamente USD 700 por ha, lo cual representa un 42 % menos que los USD 1200 por ha ofrecidos en el primer año por el programa gubernamental de incentivos forestales. Esto sugiere que el prefinanciamiento de este tipo de trabajo puede ser efectivo para escalar la integración de pequeños tenedores al programa. Los resultados también indican que existen oportunidades económicas rentables para que las asociaciones y operadores forestales apoyen la participación de pequeños tenedores en el programa. Para los árboles sembrados, se registró una supervivencia de más de 90 %, mientras que las tasas de crecimiento fueron variables entre sitios; en general, se consideraron satisfactorias. Dos años después del establecimiento, las plántulas crecieron entre 2 y 5 m. Las de chuncho se adaptaron bien a las condiciones de sombra parcial de los sistemas agroforestales multiestrato, y prendieron de mejor manera cuando se eliminó la competencia en un radio de 50 cm alrededor de ellas.

### Afiliación grupal al programa de incentivos forestales del Ministerio de Agricultura

Con el fin de aumentar la producción doméstica de fibras y madera y reducir la presión sobre bosques naturales, en 2012, el Ministerio de Agricultura de Ecuador creó un programa de incentivos forestales para subsidiar el establecimiento de plantaciones forestales de 17 especies seleccionadas por parte de poseedores de tierras comunales o privadas (Magap 2014). Bajo los términos del programa, los poseedores de tierra participantes podían recibir un subsidio gubernamental de hasta USD 2000 por ha, desembolsados durante cinco años, para establecer plantaciones forestales. Aunque el programa ha funcionado principalmente en beneficio de grandes compañías madereras y latifundistas con buenas conexiones, tiene el potencial de incrementar significativamente la inversión forestal a favor de pequeños tenedores de tierras comunales de la Amazonía ecuatoriana. Con grandes

extensiones de pastizales y rastrojos, la provincia de Napo tiene una importante, aunque relativamente improductiva, extensión superficial que sería sumamente adecuada para el programa. Sin embargo, los pequeños tenedores de tierra se encuentran impedidos de participar en él debido a las complicaciones técnicas y burocráticas que conlleva.

En asociación con el Pueblo Kichwa Rukullacta, la Fundación Runa trabajó para coordinar una propuesta grupal de participación en este programa, llegando a mapear y proponer 137 parcelas de tierra (que representan 155 ha) para financiamiento con fines de reforestación. A la larga, 106 parcelas (114,7 ha) recibieron un certificado del Ministerio del Ambiente de no presentar efectos negativos sobre la cobertura forestal natural en caso de su participación en el programa. Las parcelas restantes requirieron una inspección de campo debido a su proximidad a extensiones de bosque nativo en estado natural. PKR aprobó la participación en el programa de incentivos forestales en 2017 y la propuesta fue entregada oficialmente en noviembre de ese año. Desafortunadamente, déficits presupuestarios en el Ministerio de Agricultura habían paralizado el trámite hasta esa fecha. Sin embargo, ciertos aspectos de la propuesta, incluyendo espaciamientos, selección de especies y manejo de plantaciones, fueron incorporados en esfuerzos de reforestación subsiguientes.

### **Emparejar microcréditos para cultivos de ciclo corto con restauración forestal**

En 2017, la Fundación Runa recibió donaciones tanto de la Rufford Foundation como del Fondo Russell E. Train de la WWF para continuar con su trabajo de restauración forestal. Los proyectos resultantes se enfocaron en establecer pequeños parches restaurados utilizando diferentes especies de árboles nativos para acelerar la regeneración natural de bosques y, eventualmente, ayudar a restablecer la conectividad entre las áreas protegidas de la cordillera Oriental y con las de la región Napo-Galeras. Con este objetivo en mente, se utilizó una versión modificada de la estrategia de restauración conocida como nucleación aplicada. Con ella, pequeños parches de

árboles sirven de focos que facilitan la sucesión forestal en áreas adyacentes al convertirse en fuentes de semillas, atraer animales que las dispersen y mejorar las condiciones locales para establecer plántulas, principalmente proveyendo sombra e incrementando la humedad del suelo. Esta estrategia es más rápida y más estructuralmente diversa que la restauración pasiva, y también más efectiva y más aplicable a escala que la siembra masiva de árboles (Corbin y Holl 2012).

La nucleación aplicada pareció ser una alternativa especialmente apropiada para el contexto sociopolítico, económico y geográfico de Napo-Galeras, ya que no es difícil integrar pequeñas parcelas reforestadas en un paisaje con distintos modos de producción agrícola. Dada su pequeña escala, la nucleación aplicada no desplaza de inmediato a otros usos de suelo, tales como superficies silvopastoriles, plantaciones de cultivos comerciales o sistemas agroforestales. Además, las áreas intervenidas son suficientemente pequeñas como para que la mayoría de unidades familiares puedan sembrar y mantenerlas utilizando solo su propia mano de obra.

Los montos de donación se utilizaron como capital semilla para establecer un fondo de créditos gestionado localmente. Con este programa, la producción y la venta de productos agrícolas de ciclo corto a través de Asacapum podría ser un mecanismo de financiamiento sustentable y local para rondas subsiguientes de reforestación. El programa fue estructurado como un préstamo no reembolsable de la Fundación Runa a Asacapum; después, estos fondos serían distribuidos por la asociación a sus socios a manera de préstamos agrícolas para cultivos de ciclo corto. Este programa recibió el nombre de Fondo Rotativo Agroforestal (FRA), ya que contempla la siembra intercalada de árboles con cultivos de ciclo corto como condición para el préstamo. Desde su inicio, tuvo como objetivo que los árboles de reforestación fueran sembrados junto a cultivos comerciales, con el fin de mantener e incrementar los ingresos de las unidades familiares durante la fase de establecimiento, y suministrar fondos que pudieran ser utilizados para sostener y expandir los esfuerzos de reforestación.

La primera acción del FRA fue extender paquetes de financiamiento agrícola (semillas, fertilizante orgánico y efectivo) a los tenedores de tierra participantes para intercalar plántulas de árboles con maíz. Este



grano fue elegido como cultivo comercial para la siembra intercalada ya que se puede vender fácilmente a granel (aunque la volatilidad de los precios es una preocupación). Además, es conocido por los habitantes de la región, quienes lo consideran un cultivo comercial deseable que ofrece múltiples cosechas por año (Carpenter et al. 2004). Los productos serían acopiados por Asacapum, que serviría de mayorista para su venta. Los préstamos serían cancelados luego de que el maíz fuera vendido por la Asociación. Como parte del programa, la Fundación Runa proporcionó el financiamiento inicial para capitalizar el fondo (USD 3280); asistencia organizativa, gerencial y técnica, y 8340 plántulas de diferentes especies. Runa también trabajó con la Asociación en talleres para estructurar términos de préstamo que permitieran incrementar la dotación del fondo y fomentar la participación local. Con la primera ronda del FRA, se restauraron 11 ha de suelo; hubo más de 30 participantes, quienes sembraron áreas de entre 2000-5000 m<sup>2</sup>. En general, las plántulas fueron sembradas con un espaciado de 4 × 5 m (500 tallos por ha) y marcadas con estacas de pambil para evitar daños durante actividades de deshierbe y cosecha de maíz. Las especies más frecuentemente sembradas incluyeron *Cedrela odorata*, *Myroxylon balsamum*, *Swietenia macrophylla*, *Artocarpus altilis*, *Vochysia spp.*, *Inga spp.* y *Chrysophyllum spp.*

La primera cosecha de maíz producida a través del FRA fue acopiada y vendida por Asacapum a un comerciante local de granos en abril de 2018: un total de 44 quintales (un quintal equivale a poco más de 220 libras) a un precio unitario de USD 14,50. El ingreso total por la venta fue de USD 638. A 2017, se contaba con otros 30-40 quintales de maíz que ya habían sido cosechados, pero cuyos granos seguían siendo descascarados y secados. Con los precios de entonces y dado el rendimiento observado, se estima que el FRA produzca un rédito de poco más de USD 1000, un monto significativamente menor al que se usó para capitalizar el fondo y muy por debajo del ingreso proyectado para la venta del producto. Según los productores, entre las razones para el bajo rendimiento están la baja calidad de la semilla utilizada y la gran cantidad de restos leñosos caídos que dificultaron la siembra e inhibieron el crecimiento en muchas áreas. Muchos productores esparcieron las semillas en vez de plantarlas directamente, lo que disminuyó la cantidad

cosechada. Otro obstáculo técnico fue la falta de equipos para moler y secar, lo cual aumentó significativamente los insumos de mano de obra necesarios durante el procesamiento del maíz cosechado. Finalmente, parecería que la dirigencia actual de Asacapum no coordinó efectivamente la cosecha, ni distribuyó de manera eficaz la mano de obra necesaria para mantener la parcela comunitaria.

Debido a la baja producción, la mayoría de los participantes no estuvo en capacidad de pagar sus préstamos después del primer ciclo de cosecha; es probable que estas deudas se traspasaran al próximo ciclo productivo. Para los participantes del proyecto, los bajos rendimientos fueron considerados normales para una primera cosecha, en vista de lo cual la mayoría pensaba continuar participando. Adicionalmente, y a pesar de los resultados desalentadores de la primera ronda, los tenedores de tierra participantes continuaron integrando plántulas de chuncho en sus plantaciones de maíz en el primer trimestre de 2018. La supervivencia y las tasas de crecimiento de las plántulas en estas áreas se consideraron satisfactorias luego de una inspección de campo inicial.

### Programa de viveros comunitarios

Se decidió producir material de siembra para rondas subsiguientes del FRA en viveros forestales locales para reducir los costos de adquisición y distribución de semillas, incentivar la apropiación local del proyecto y fomentar la creación de nuevas formas de sustento para los participantes. Entre febrero y marzo de 2017, se construyeron viveros en tres comunidades de la región Napo-Galeras: Lupino, Oritoyaku y Mushullacta. A esa fecha, solo esta última era accesible por un camino carrozable (desde entonces se ha construido otro hasta las proximidades de Oritoyaku). Se colectaron semillas silvestres de chuncho en una formación madura de estos árboles ubicada en Arajuno, Pastaza, a más o menos 50 km del lugar de actividades del proyecto.

Los chuchos pueden producir semillas cada año; sin embargo, parecería que en esta región lo hacen a ritmo bienal. En 2017, cada árbol

produjo miles de semillas entre febrero y abril de tipo sámara, o aladas, que descienden flotando hacia el suelo desde racimos en las ramas del árbol para germinar inmediatamente (a veces esto ocurre mientras los racimos siguen unidos al árbol). Las semillas de chuncho son recalcitrantes y, por ende, no se pueden almacenar durante largos períodos; luego de recolectadas, son transportadas inmediatamente a las camas de germinación. Si es que ya han germinado, se las envuelve en hojas y se las lleva directamente a zonas de siembra o a viveros. Las semillas fueron recolectadas y transportadas desde el sitio en sacos, y luego enviadas en bus a los distintos viveros, donde se esparcieron en camas de germinación. Aproximadamente 50 libras, equivalentes a 35 000 semillas, fueron transportadas a las tres comunidades.

A través de Asacapum, la Fundación Runa contrató administradores para los viveros en cada una de las comunidades y proporcionó materiales y herramientas para su construcción (alambre, tela para sombra, cuerda, plástico, palas, azadones y carretillas). Se les pagó una suma anticipada a los administradores, con la que debían contratar mano de obra local para construir los viveros, recoger y acarrear tierra para plantar, llenar sacos con la tierra para transportar las plántulas y transferirlas de las camas de germinación a las fundas de transporte. Se programaron pagos subsiguientes de acuerdo con un contrato entre la Fundación Runa y Asacapum, que estaban sujetos al número de plántulas vivas en cada vivero luego de un período de seis meses. Se lograron producir 9000, que fueron distribuidas y sembradas a fines de 2017.

## Análisis financiero

A través de sus distintos componentes, el proyecto pudo establecer exitosamente más de 19 000 plántulas durante un período de dos años. El costo total fue de USD 21 000, que equivale a USD 1,10 por plántula establecida. Los subsidios directos a tenedores de tierra y asociaciones, incluyendo los fondos para capitalización del FRA, sumaron USD 5480. En el futuro, estos costos pueden ser aun menores como resultado de una disminución

Tabla 6.2. Principales indicadores del proyecto

Indicador	2016	2017	T1 2018	Total
Ha sembradas	8	12,8	8,7	29,5
Plántulas sembradas	5000	6500	7500	19 000
Gastos del proyecto (USD)	5500	15 375	0	20 875
Número de beneficiarios	8	32	12	52
Costo por ha sembrada (USD)	687,50	1201,17	0	707,63
Costo por plántula sembrada ((USD)	1,10	2,37	0	1,10

en los subsidios y un mayor uso de viveros locales. La tabla 6.2 resume los principales indicadores del proyecto.

Durante el proyecto no se intentó valorar las parcelas de restauración, aunque se recomienda hacerlo en el futuro. Las plantaciones comerciales de chuncho fueron valoradas utilizando indicadores financieros que incluyeron valor presente neto (VPN) y tasa interna de retorno (TIR). El chuncho es una especie de crecimiento relativamente rápido cuya inclusión en plantaciones forestales mixtas y de monocultivo se está aplicando en Perú y Ecuador. De ser manejada apropiadamente, en sitios de mediana y alta calidad, la especie rinde volúmenes de entre 300-500 m<sup>3</sup> de madera, utilizando una rotación de cosecha de 25 años. Las proyecciones financieras asumieron un escenario de retorno medio y precios de madera aserrada de USD 230 por m<sup>3</sup>, con rendimientos de tronco del 50 % y dos raleos comerciales. El valor total al momento de cosecha se calcula en USD 41 000 por ha, con una rotación de 20 años. Con base en ello, se estima que el proyecto generará un ingreso de USD 800 000 para los tenedores de tierra participantes. Si se considera una rotación de 20 años y una tasa de descuento de 6 %, el valor presente neto por ha de chuncho se calcula en USD 14 461, con una tasa interna de retorno por ha de 49,5 %.

## Conclusión y recomendaciones

A escala global, la reforestación y la restauración forestal tienen un significativo potencial para mejorar la calidad de vida rural, mitigar el cambio climático y revertir la erosión de la biodiversidad (Sayer, Chokkalingam y Poulsen 2004; Torres et al. 2010; Lamb 2011). En muchas partes del mundo, los pequeños poseedores o tenedores de tierra se encuentran excluidos de participar en programas que financian la restauración, a pesar de que el uso de mano de obra local y la integración de siembra de árboles en prácticas agrícolas existentes representan una opción de bajo costo y alto impacto. El diseño de intervenciones debe considerar los objetivos generales de un proyecto (por ejemplo, sustento de comunidades rurales o conservación de vida silvestre), tomando en cuenta el contexto geográfico correspondiente y las realidades sociales, políticas y económicas que lo caracterizan. Todo proyecto necesariamente deberá considerar el sustento de los pobladores locales en las áreas de influencia de sus actividades, haciendo que sus programas sean atractivos y la participación, fácil. Muchos han demostrado gran interés en la reforestación (particularmente con fines comerciales), pero enfrentan desafíos relacionados con la falta de acceso a créditos y los costos de oportunidad asociados a establecer plantaciones forestales, entre otros.

El FRA ha demostrado que la asociación con organizaciones locales es un mecanismo relativamente efectivo en costos para implementar trabajos de reforestación. Al estar ubicadas en el sitio de la intervención, dichas organizaciones ofrecen una mejor perspectiva de las dificultades y oportunidades que enfrenta un proyecto de restauración ecológica, especialmente desde una perspectiva social. Asacapum, por ejemplo, es gestionada mediante un directorio elegido por todos sus miembros, quienes ejercen significativa presión en aras del manejo responsable de los fondos del proyecto. Por otro lado, el trabajo en asociación con organizaciones locales trae desafíos específicos. Con frecuencia, estas son administradas por miembros de la comunidad que son elegidos para el propósito y, en muchos casos, las autoridades designadas no reciben un salario. Esto limita significativamente la cantidad de tiempo y esfuerzo que las organizaciones pueden invertir

en gestión y monitoreo de un proyecto. Entre otras debilidades institucionales asociadas, se puede mencionar una falta generalizada de destrezas administrativas, contables e informáticas.

Por ahora, la administración del FRA sigue siendo responsabilidad de Asacapum. Es probable que su existencia a futuro dependa de una inyección de capital externo para apoyar la adquisición de plántulas destinadas a reforestación. Los fondos requeridos pueden provenir de los mismos productores de plantas, créditos bancarios, donaciones, inclusión en iniciativas gubernamentales de reforestación, o a través de financiamiento por parte de organizaciones internacionales de desarrollo. También se requiere inversión en la cadena de valor del maíz, al igual que la colaboración de agrónomos profesionales para aumentar los rendimientos de dicho cultivo.

A menudo, los incentivos gubernamentales para la reforestación y restauración no están alineados con las necesidades financieras, la capacidad técnica y los horizontes temporales de pequeños tenedores de tierra y comunidades indígenas. Es recomendable implementar actividades de reforestación junto a la extensión agrícola y como parte integral de programas de financiamiento; así se generarán múltiples flujos de ingreso, reduciendo los costos de mano de obra y de oportunidad que enfrentan los agricultores participantes. En un inicio, estos nuevos modelos productivos no serán adoptados universalmente, por lo que es útil trabajar de cerca con usuarios pioneros que puedan crear parcelas modelo para la difusión de mejores prácticas en la siembra intercalada de árboles y cultivos comerciales. Siempre que sea posible, se recomienda utilizar especies y productos que tengan mercados locales bien establecidos, que sean relativamente fáciles de conseguir y cosechar, y que sean conocidos en el área de intervención.

Para mantener la diversidad de plantas en una parcela, es recomendable establecer criterios específicos que aseguren la persistencia de biodiversidad en cultivos comerciales. Entre dichos criterios se pueden mencionar: mantener árboles reliquia, incluir plantaciones mixtas, conservar zonas ribereñas y producir hierbas en el sotobosque. Por otro lado, el diseño de proyectos de reforestación debe integrar la promoción de cadenas de valor secundarias. En este caso, las especies adecuadas para intercalar durante la fase temprana de establecimiento incluyen maíz, maní, plátano y yuca.

Luego de tres o cuatro años, se pueden añadir especies más tolerantes a la sombra al sotobosque, incluyendo café y guayusa, al igual que varios tipos de condimento de alto valor, tales como pimienta negra, cardamomo, clavo de olor y vainilla.

Siempre que sea posible, se recomienda usar fondos generados en la localidad para complementar aquellos provenientes de instituciones internacionales o iniciativas de financiamiento verde. Para el efecto, se puede implementar una variedad de mecanismos nacionales, incluyendo la garantía total o parcial de préstamos para reforestación extendidos por bancos, o la aplicación de impuestos o sobretasas. A nivel local, se puede utilizar parte de los fondos procedentes de la venta de un determinado producto para financiar esfuerzos de reforestación. Por ejemplo, actualmente el Ministerio del Ambiente cobra derechos de tala de USD 3 por m<sup>3</sup> de madera antes de aprobar la mayoría de los planes de cosecha forestal. Aumentar esta tasa en 10-15 % generaría un importante flujo de ingresos que podría ser invertido en fondos de restauración forestal manejados por el mismo Ministerio.

Es factible que existan grandes oportunidades de financiamiento institucional para apoyar actividades de reforestación si se encuentran modos de concentrar y titularizar los esfuerzos aún dispersos de pequeños tenedores de tierra en una misma región. Este enfoque ha sido implementado con diversos grados de éxito en Estados Unidos (Crowe y Parker 2008; Wang y van Kooten 2018). Con esa meta en mente, se pueden establecer incentivos tributarios y de política pública que faciliten el trabajo de inversores institucionales con comunidades y empresas privadas en la implementación de iniciativas de reforestación local. Esto requiere enfoques novedosos que permitan organizar a grupos geográficamente cohesionados de pequeños tenedores de tierra en programas de gran escala. El financiamiento para la reforestación o restauración forestal debe fluir lo más directamente posible hacia los beneficiarios de un proyecto, evitando que carguen con excesivas tasas administrativas. Los resultados del programa descrito en este capítulo demuestran que las organizaciones comunitarias son una opción para proveer fondos en aras de reforestación o restauración forestal, que es efectiva en costos y tiene carácter redistributivo.

## Referencias

- Aumeeruddy, Yildiz, y Bertrand Sansonnens. 1994. "Shifting from simple to complex agroforestry systems: An example for buffer zone management from Kerinci (Sumatra, Indonesia)". *Agroforestry Systems* 28 (2): 113-141. doi:10.1007/BF00704825
- Baluarte-Vásquez, Juan Rommel, y Juan Gabriel Álvarez González. 2015. "Modelamiento del crecimiento de tornillo (*Cedrelinga catenaeformis*) en plantaciones en Jenarño Herrera, Departamento de Loreto, Perú". *Folia Amazónica* 24 (1): 21-32. doi:10.24841/fa.v24i1.57
- Barr, Christopher M., y Jeffrey A. Sayer. 2012. "The political economy of reforestation and forest restoration in Asia-Pacific: critical issues for REDD+". *Biological Conservation*, 154: 9-19. doi:10.1016/j.biocon.2012.03.020
- Butterfield, Jennifer, Martin Leslie Luff, Mick Baines y Michael David Eyre. 1995. "Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests". *Forest Ecology and Management* 79 (1-2): 63-77. doi:10.1016/0378-1127(95)03620-2
- Calvo-Alvarado, Julio César, Dagoberto Arias y Daniel de B. Richter. 2007. "Early growth performance of native and introduced fast growing tree species in wet to sub-humid climates of the Southern region of Costa Rica". *Forest Ecology and Management* 242 (2-3): 227-35. doi:10.1016/j.foreco.2007.01.034
- Carpenter, F. Lynn, J. Doland Nichols, Riley T. Pratt y Kristin C. Young. 2004. "Methods of facilitating reforestation of tropical degraded land with the native timber tree, *Terminalia amazonia*". *Forest Ecology and Management* 202 (1-3): 281-91. doi:10.1016/j.foreco.2004.07.040
- Corbin, Jeffrey D., y Karen D. Holl. 2012. "Applied nucleation as a forest restoration strategy". *Forest Ecology and Management*, 265: 37-46. doi:10.1016/j.foreco.2011.10.013
- Crowe, Kevin A., y William H. Parker. 2008. "Using portfolio theory to guide reforestation and restoration under climate change scenarios". *Climate Change* 89 (3): 355-70. doi:10.1007/s10584-007-9373-x



- DeFries, Ruth, Andrew Hansen, Adrian C. Newton y Matthew C. Hansen. 2005. "Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years". *Ecological Applications* 15 (1): 19-26. doi:10.1890/03-5258
- Erazo, Gabriela, Juan Carlos Izurieta, Peter Cronkleton, Anne M. Larson y Louis Putzel. 2014. "El uso de pigüe (*Piptocoma discolor*) por los pequeños productores de Napo, Ecuador: Manejo sostenible de una especie pionera de madera para los medios de vida locales". *CIFOR Brief* 26. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. <https://bit.ly/2lw1ZAJ>
- Erazo, Juliet S. 2013. *Governing Indigenous Territories: Enacting Sovereignty in the Ecuadorian Amazon*. Durham, NC: Duke University Press.
- Heinen, Joel T., y Jai N. Mehta. 2000. "Emerging Issues in Legal and Procedural Aspects of Buffer Zone Management with Case Studies from Nepal". *The Journal of Environment & Development* 9 (1): 45-67. doi:10.1177/107049650000900103
- Krause, Torsten, Wain Collen y Kimberly A. Nicholas. 2013. "Evaluating Safeguards in a Conservation Incentive Program: Participation, Consent, and Benefit Sharing in Indigenous Communities of the Ecuadorian Amazon". *Ecology and Society* 18 (4). doi:10.5751/ES-05733-180401
- Lamb, David. 2011. "Reforestation, conservation and livelihoods". En *Re-greening the Bare Hills: Tropical Forest Restoration in the Asia-Pacific Region*, editado por David Lamb, 93-134. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Magap (Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca de Ecuador). 2014. "Programa de Incentivos para la Reforestación con Fines Comerciales". <https://bit.ly/2AkVoxC>
- Mejía, Elena, y Pablo Pacheco, eds. 2013. "Aprovechamiento forestal y mercados de la madera en la Amazonía ecuatoriana". *CIFOR Occasional Paper* 97. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. <https://bit.ly/1xTlxOH>
- Núñez-Iturri, Gabriela, y Henry F. Howe. 2007. "Bushmeat and the Fate of Trees with Seeds Dispersed by Large Primates in a Lowland Rain Forest in Western Amazonia". *Biotropica: The Scientific Journal of the ATBC* 39 (3): 348-54. doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00276.x

- Sayer, Jeffrey, Unna Chokkalingam y John Poulsen. 2004. "The restoration of forest biodiversity and ecological values". *Forest Ecology and Management* 201 (1): 3-11. doi:10.1016/j.foreco.2004.06.008
- Sikor, Thomas, y Jacopo Alessandro Baggio. 2014. "Can Smallholders Engage in Tree Plantations? An Entitlements Analysis from Vietnam". *World Development* 64 (S1): S101-S112. doi:10.1016/j.worlddev.2014.03.010
- Torres, Arturo Balderas, Rob Marchant, Jon C. Lovett, James C. R. Smart y Richard Tipper. 2010. "Analysis of the carbon sequestration costs of afforestation and reforestation agroforestry practices and the use of cost curves to evaluate their potential for implementation of climate change mitigation". *Ecological Economics* 69 (3): 469-77. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.09.007
- Van Noordwijk, Meine, James M. Roshetko, Murniati Mukhlisin, M. D. Angeles, S. Suyanto, Chip Fay y Thomas P. Tomich. 2008. "Farmer tree planting barriers to sustainable forest management". En *Smallholder Tree Growing for Rural Development and Environmental Services: Lessons from Asia*, editado por Denyse J. Snelder y Rodel D. Lasco, 429-51. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Verweij, Pita A., ed. 2002. *Understanding and Capturing the Multiple Values of Tropical Forest*. Wageningen, Países Bajos: Tropenbos International.
- Wang, Sen y G. Cornelis van Kooten. 2018. *Forestry and the New Institutional Economics: An Application of Contract Theory to Forest Silvicultural Investment*. Londres: Routledge.
- Weersum, K. F. 1982. "Tree gardening and taungya on Java: Examples of agroforestry techniques in the humid tropics". *Agroforestry Systems* 1 (1): 53-70. doi: 10.1007/BF00044329

## Restauración de bosques andinos en el noroccidente de Pichincha: implicaciones para la gobernanza

Manuel Peralvo, María Fernanda López, Nina Duarte e Inty Arcos

Las políticas que promueven usos sostenibles de la tierra han cambiado su perspectiva en años recientes, pasando de privilegiar el comando y control, implementado desde arriba hacia abajo, a recomendar el uso de instrumentos que integran las perspectivas de múltiples actores (Lambin et al. 2014). En estos casos se reconocen objetivos y funciones múltiples para la gestión del territorio, y resaltan la importancia de la escala y del contexto social y ecológico en los procesos de toma de decisión de distintos actores (Reed et al. 2016; Bürgi et al. 2017). Los esquemas de incentivos para promover la restauración de ecosistemas pertenecen a este conjunto de instrumentos. Iniciativas globales como el desafío de Bonn, que busca restaurar 150 millones de hectáreas de bosques degradados y deforestados para el 2020, requieren de una adopción amplia y coordinada de prácticas de restauración para generar impactos significativos de mitigación del cambio climático, así como beneficios ambientales y sociales locales (UICN 2016).

En Ecuador, el Plan Nacional de Restauración Forestal (PNRF) se diseñó con la meta de alcanzar una deforestación neta cero, buscando un balance entre la pérdida de bosques y la recuperación de la cobertura forestal (MAE 2014b). Las actividades de restauración especificadas en el PNRF fueron implementadas en el marco del Programa Nacional de Reforestación, Protección de Cuencas Hídricas y Beneficios Alternos con Fines de Conservación Ambiental, o Programa de Restauración Forestal (PRF) por el Ministerio del Ambiente de Ecuador (MAE) en una primera fase entre

2014 y 2017 (MAE 2014a). Uno de los retos más importantes fue la implementación práctica a escala local, tomando en cuenta la heterogeneidad ambiental y de arreglos institucionales existente en el país.

Este capítulo presenta un análisis de las interacciones de este Programa con un contexto social, ambiental y territorial específico en el noroccidente del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). El estudio se enfoca en las prácticas de restauración, analizando los procesos de planificación, implementación, mantenimiento, monitoreo, así como las implicaciones de este caso para una discusión más amplia sobre cómo articular procesos nacionales a los intereses y capacidades locales (McDonald, Jonson y Dixon 2016). Se sistematizaron las percepciones de los principales interlocutores operativos del Programa en el territorio: las juntas parroquiales que firmaron convenios de restauración, los dueños de la tierra donde se implementaron las prácticas de restauración y los actores que han participado en el proceso en distintos roles.

A partir de estas percepciones, se identificaron vínculos con los sistemas de gobernanza locales, para contribuir a la discusión sobre las posibilidades de articular, de forma efectiva la práctica, investigación y la toma de decisiones asociadas a la restauración ecológica. De igual manera, la discusión enfatiza la necesidad de diseñar mecanismos de coordinación más integrados para facilitar procesos de restauración que balanceen las capacidades, propósitos y necesidades locales con los lineamientos y metas asociadas a herramientas de política a escalas más amplias. Los objetivos del estudio son: sistematizar los principales retos y resultados de la implementación del PRF en el noroccidente del DMQ e identificar mecanismos clave para vincular iniciativas de restauración a procesos de gobernanza a múltiples escalas con el fin de promover su efectividad.

## Marco conceptual

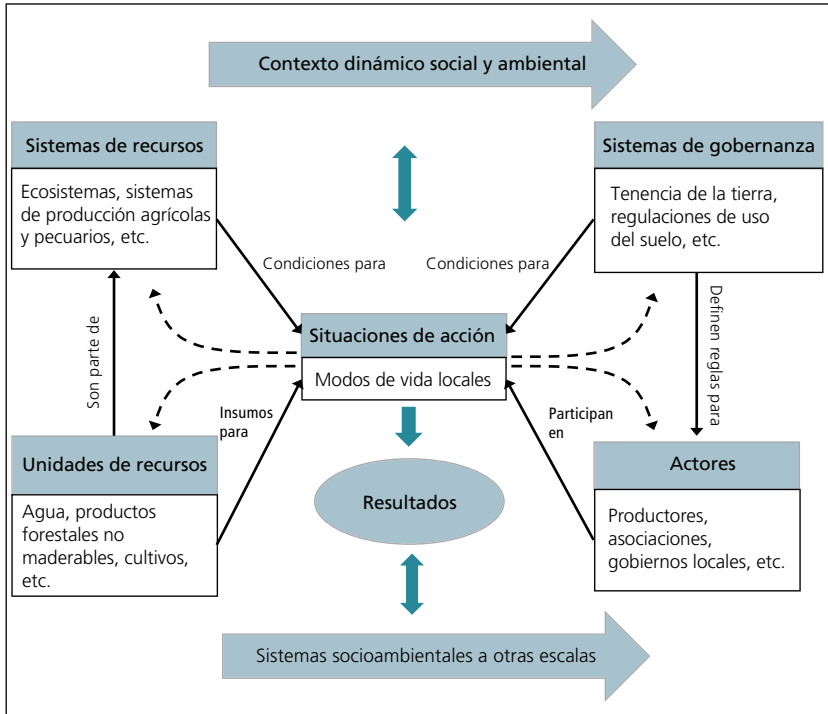
La práctica de la restauración es un área que se desarrolla rápidamente en relación con la integración de conocimientos, prácticas y tecnologías. Esto implica que, a menudo, múltiples definiciones sobre restauración

se utilizan de forma simultánea, planteando retos para la formulación de políticas y la implementación y monitoreo de impactos. Según la Sociedad para la Restauración Ecológica, la restauración es una acción planificada para asistir a la recuperación de un ecosistema afectado por procesos de origen antrópico y llevarlo hacia un estado de referencia que le permita persistir a largo plazo (SER 2004). También utilizamos el concepto de rehabilitación para incluir acciones que buscan recuperar ciertas características o funciones ecosistémicas específicas (por ejemplo, fertilidad del suelo) (SER 2004).

Toda estrategia de restauración o recuperación requiere de una decisión a mediano y largo plazos para ubicar tierras y asignar recursos a usos del suelo compatibles con los objetivos planteados. Esto requiere alinear un conjunto de factores que habiliten el proceso, donde los actores involucrados en el manejo del territorio puedan alcanzar acuerdos sobre metas, modelos de trabajo, distribución de recursos y otros aspectos importantes. En este marco, un área donde se implementan estrategias de restauración se puede conceptualizar como un sistema acoplado socioecológico donde se vinculan condiciones del ecosistema con procesos de toma de decisiones de uso del suelo, creándose relaciones entre distintos actores (por ejemplo, a través de beneficios derivados de bienes y servicios ecosistémicos) (Bisaro y Hinkel 2016). Para estructurar el análisis del estudio de caso utilizamos un marco conceptual de sistemas socioecológicos adaptado de McGinnis y Ostrom (2014), complementado por las prioridades de investigación estipuladas en Mathez-Stiefel et al. (2017) para enfatizar en procesos de interés en las estrategias de restauración (figura 7.1).

En el contexto de la restauración, el elemento central de este marco metodológico son las denominadas situaciones de acción, que corresponden a modos de vida locales que transforman recursos (por ejemplo, conocimiento, herramientas y relaciones sociales) a través de un conjunto de actividades, incluyendo prácticas de manejo de la tierra, con el objeto de mejorar su bienestar (Ellis 2000). Estas actividades ocurren en un ámbito territorial específico que se puede conceptualizar como un sistema de recursos heterogéneo –con remanentes de bosques, áreas

Figura 7.1. Sistema socioecológico y gobernanza en el marco de estrategias de restauración



Fuente: Adaptado de McGinnis y Ostrom (2014) y Mathez-Stiefel et al. (2017).

productivas y ecosistemas acuáticos— que genera unidades de recursos y beneficios asociados (árboles, agua disponible, cultivos, etc.) a distintas escalas (figura 7.1).

Estas decisiones de manejo de recursos están mediadas por interacciones con otros actores en el marco de sistemas de gobernanza. Las agendas de actores que operan a distintos niveles (por ejemplo, agencias del gobierno central, gobiernos locales o asociaciones de productores) están condicionadas por el quehacer de las instituciones relevantes, que establecen reglas formales o informales utilizadas por los seres humanos para organizar sus interacciones (Ostrom 2005). Para modos de vida

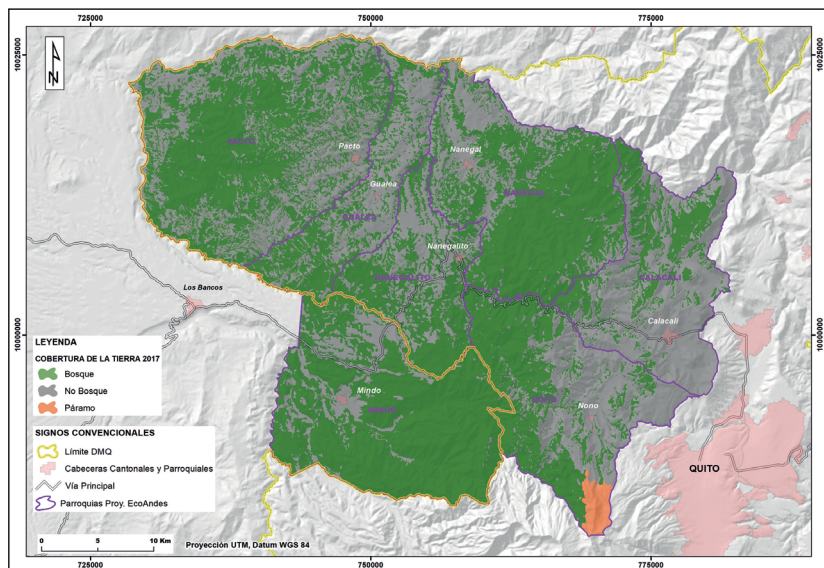
locales centrados en la producción agrícola y pecuaria, las instituciones más importantes tienen que ver con la planificación y regulación de uso del suelo, tenencia de la tierra y condiciones de producción y acceso al mercado.

En el contexto del estudio de caso, el área de intervención se conceptualiza como un sistema socioecológico donde los actores locales toman decisiones sobre sus unidades productivas, generando impactos para sus modos de vida y para otros actores dentro y fuera del área de intervención. Las acciones de restauración representan cambios promovidos en los regímenes locales de uso del suelo, que buscan recuperar productividad y funciones ecosistémicas clave. Implementar acciones de restauración es una parte de los sistemas de gobernanza que vinculan a agencias promotoras, gobiernos locales, implementadores y productores que manejan las unidades donde finalmente se materializan las prácticas.

## Área de estudio

Está constituida por las siete parroquias de la Mancomunidad del Chocó Andino (MCA) al noroccidente del DMQ: Nono, Calacalí, Nanegal, Nanegalito, Guallea, Pacto y Mindo (se integró en 2018). La MCA se conformó en el 2014 como una plataforma de gobernanza y un modelo de gestión territorial que busca objetivos de desarrollo sostenible, incluyendo la conservación y restauración del patrimonio natural, la planificación y ordenamiento territorial articulado y adaptado a las condiciones del territorio, la promoción de prácticas de desarrollo sostenible y la articulación óptima de los productores locales a cadenas de valor sostenibles. La MCA tiene una superficie aproximada de 151 000 ha, de las cuales el 68 % (102 500 ha) corresponde a remanentes de bosque (tabla 7.1, mapa 7.1). Este territorio presenta altos niveles de riqueza y endemismo de especies, al encontrarse en la transición entre los puntos calientes de biodiversidad Tumbes-Chocó y Andes tropicales (Myers et al. 2000).

## Mapa 7.1 Territorio de la Mancomunidad del Chocó Andino



Fuente: IGM (2012).

Tabla 7.1. Cobertura y uso de la tierra en la MCA

Cobertura	Área (ha)	Porcentaje (%)
Bosque	102 492	67,77
Cuerpo de agua	697	0,46
Cultivo	12 584	8,32
Matorral	11 327	7,49
Páramo	913	0,60
Pastizal	22 176	14,66
Zona edificada e infraestructura	431	0,29
Sin vegetación	605	0,40
<b>Total</b>	<b>151 225</b>	<b>100,00</b>

Fuente: IGM (2012).



En el área de estudio, los principales usos del suelo corresponden a sistemas agrícolas y pecuarios de pequeños productores, operando en un régimen de tenencia de la tierra predominantemente privado. La ganadería representa la mayor extensión de áreas en producción en la MCA, cubriendo el 15 %, mientras que la agricultura cubre el 8 % (tabla 7.1). A pesar de la alta permanencia de bosques, la elevada fragmentación resultante de la expansión de áreas agropecuarias ha provocado que muchos parches boscosos hayan perdido su capacidad para proveer servicios ecosistémicos como el mantenimiento de la biodiversidad o la regulación hídrica. De igual manera, tal como sucede en otros paisajes de bosques andinos, la accidentada topografía, combinada con prácticas de producción no sostenibles, ha generado procesos de degradación de agua y suelos, afectando la capacidad productiva del paisaje. La convergencia de alta biodiversidad y degradación de recursos hace que la restauración sea una prioridad para recuperar funciones ecosistémicas clave de los bosques andinos (Wilson y Rhemtulla 2016). Un reto adicional es el amplio gradiente de elevación en la MCA, que va de 400 a 4600 msnm; esto implica que las prácticas de restauración deberán adaptarse a la gran diversidad de condiciones agroecológicas existentes.

## El Plan Nacional de Restauración Forestal en la Mancomunidad del Chocó Andino

En Ecuador, las actividades relacionadas con la restauración de ecosistemas se remontan, al menos, a la mitad del siglo pasado, sobre todo en el marco de prácticas de reforestación o revegetación con especies nativas y exóticas, con objetivos de mantenimiento de funciones hidrológicas y control de erosión (Bare 2014). Murcia et al. (2017) dan cuenta de una mayor atención a prácticas de restauración en herramientas de política nacional a partir de mediados de la primera década de 2000, con un hito importante relacionado con la incorporación de los derechos de la naturaleza en la Constitución Política de 2008. Otro pilar importante fue la implementación del Programa Socio Bosque (PSB), que fue un primer mecanismo de incentivos a nivel nacional con pagos a comunidades e individuos por la conservación de

bosques y otros ecosistemas (Koning et al. 2011). Un antecedente directo del PNRF fue el capítulo de restauración ecológica del PSB, vigente entre 2012 y 2014, que extendía el mecanismo de incentivos del PSB a áreas de bosques y páramos degradadas para promover su regeneración natural.

En 2014, el MAE puso en marcha el PNRF con una meta nacional de recuperación de 500 000 ha para el período 2014-2017, sobre un total nacional de áreas degradadas estimado en 1,6 millones de ha, bajo la lógica de superar la tasa anual esperada de deforestación para ese lapso (MAE 2014a). La implementación del PNRF se realizó a través del Programa Nacional de Reforestación, Protección de Cuencas Hídricas y Beneficios Alternos con Fines de Conservación Ambiental, o Programa de Restauración Forestal (PRF) que definió dos modalidades para la restauración. La primera fue el enriquecimiento de áreas con especies nativas, que incorporó prácticas de siembra de árboles en zonas degradadas (bloques), cercas vivas, implementación de sistemas silvopastoriles, entre otras. La segunda fue la regeneración natural asistida que se enfocó en promover la sucesión ecológica natural en las áreas en restauración, con actividades complementarias como proliferación de semillas y coronamientos (MAE 2014b).

Operativamente, el PRF se implementó mediante convenios con GAD provinciales y parroquiales rurales; personas jurídicas, como pueblos y nacionalidades indígenas, comunas, cooperativas, entre otros, y personas naturales. Los convenios contemplaban incentivos en una primera fase de tres años para la implementación y mantenimiento inicial de las zonas restauradas, y una segunda de siete años para su consolidación (MAE 2014b). En el área de estudio, cinco de las siete parroquias de la MCA firmaron convenios para implementar acciones de restauración en el marco del PRF, abarcando un área inicial propuesta combinada de 4108 ha (tabla 7.2).

En el marco de implementación de las actividades del PRF a nivel nacional, el problema principal fue la falta de liquidez fruto de la crisis fiscal ocasionada por la caída de los precios del petróleo, rubro principal de exportación de Ecuador. Esto generó que, hacia fines del 2015, todos los pagos asociados a los convenios firmados fueran suspendidos, lo que causó un alto en las actividades. Únicamente Nanegal, Gualea y Calacalí avanzaron hacia la etapa de siembra, con un total combinado de 1493 ha (tabla 7.2).

**Tabla 7.2. Resumen de implementación de convenios firmados con el PRF en cinco parroquias de la MCA**

GAD	Fecha de inicio	Área propuesta (ha)	Fase alcanzada	Área intervenida efectivamente (ha)
Nanegalito	07-2015	515	Identificación/ georreferenciación de predios	0
Nanegal	09-2014	600	Siembra	500
Gualea	09-2014	793	Siembra	793
Mindo	07-2015	2000	Identificación/ georreferenciación de predios	0
Calacalí	09-2014	200	Siembra	200
<b>Total</b>		<b>4108</b>		<b>1493</b>

En el marco de la implementación del PRF en la MCA, el Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (Condesan) –una organización no gubernamental regional que trabaja desde 2014 en la promoción de prácticas de manejo sostenible de la tierra– apoyó actividades de diseño de los planes de restauración y acompañamiento técnico en la selección de áreas y siembra de árboles. Adicionalmente, una vez que se produjo la pausa operativa del PRF, Condesan apoyó a los GAD de Gualea, Mindo, Nanegal y Nanegalito para que mantuvieran ciertas áreas implementadas en espera de la reactivación del programa; esto aún no ha sucedido.

## Metodología

La investigación tuvo dos componentes metodológicos de recopilación y análisis de información. Primero, se compilaron y sistematizaron datos espaciales relevantes para la implementación del programa en el territorio de la MCA: información cartográfica sobre uso y cobertura de la tierra

generada por el Instituto Geográfico Militar utilizando ortofotos de 2010 (IGM 2012), y datos sobre tenencia de la tierra de la Dirección Metropolitana de Catastro del Municipio de Quito, actualizados a mayo de 2018. Esta información se utilizó para describir, de forma general, el contexto de implementación del PRF. No se pudo acceder a datos completos sobre las áreas efectivamente intervenidas en las cuatro parroquias debido a que, en la práctica, el programa se implementó en zonas distintas a las comprometidas en los convenios firmados con los GAD parroquiales (ver punto 3). También se revisaron documentos relacionados con los convenios firmados entre los GAD parroquiales y el MAE, así como entre los GAD y Condesan para definir actividades de apoyo a las áreas establecidas.

El segundo componente metodológico fue de análisis cualitativo. Tuvo como objetivo identificar las percepciones e inquietudes sobre el PRF de los actores más cercanos a su implementación: los técnicos y funcionarios responsables en los gobiernos parroquiales y los beneficiarios. Se realizaron 20 entrevistas semiestructuradas entre abril y mayo de 2018, en dos grandes áreas de interés: percepciones sobre el PRF y restauración y agendas locales de trabajo de los gobiernos parroquiales. En la selección de informantes, se consideró a los siguientes:

- Técnicos y/o funcionarios involucrados en el PRF (n=10): seleccionados a partir de la recomendación de cada GAD, considerando que eran personas de las localidades y que tuvieron cercanía con el programa. También se entrevistó a los presidentes de los GAD parroquiales de Nanegalito, Mindo y Guala que firmaron convenios con el MAE para la implementación del PRF.
- Finqueros beneficiarios (n=10): beneficiarios directos del PRF. Estos fueron seleccionados aleatoriamente a partir de una lista brindada por Condesan que contenía los datos de las áreas donde se monitoreó la restauración.

Luego de realizar una transcripción resumida de las entrevistas, se hizo un análisis temático (Flick 2014), mediante la síntesis de información en grupos jerárquicos de temas similares. Se parte de dominios temáticos que

consideran ideas generales identificadas en las entrevistas; las categorías son un nivel más de reducción de información que, finalmente, se va estructurando con códigos, como términos que orientan la construcción de una narrativa textual analítica y de síntesis. Así, el análisis se estructuró alrededor de las percepciones de técnicos y beneficiarios con estos dominios temáticos: importancia del manejo sostenible y restauración, lecciones aprendidas sobre el proceso de implementación del PRF y perspectivas futuras. Los dominios temáticos identificados alrededor del tema restauración y las agendas locales de trabajo de los GAD parroquiales fueron: sistemas robustos de gobernanza de la restauración, involucramiento de beneficiarios para la sostenibilidad de los procesos de restauración y rol de la Mancomunidad del Chocó Andino en la gobernanza de la restauración.

## Resultados y discusión

### Elementos conceptuales y operativos de la implementación del PRF en el territorio de la MCA

Los resultados de las entrevistas sobre percepciones de técnicos y beneficiarios con respecto al proceso de implementación del PRF constituyen la base para reflexionar sobre los retos de coordinación y comunicación que incidieron sobre la efectividad del programa. Primero se analizó el entendimiento sobre manejo sostenible y restauración prevalente en la zona para, en ese contexto, entender las lecciones aprendidas sobre el proceso de implementación de la restauración y sus perspectivas futuras.

#### *Entendimiento sobre manejo sostenible y restauración*

Las entrevistas indicaron que, a nivel local, se entienden los conceptos relacionados con restauración y manejo sostenible de la tierra, con categorías asociadas a valores morales y la aplicación de instrumentos de planificación (tabla 7.3).

**Tabla 7.3. Categorías y códigos relacionados con el entendimiento de manejo sostenible y restauración**

Categorías	Códigos grupo de técnicos	Códigos grupo de beneficiarios
Manejo sostenible	<ul style="list-style-type: none"> <li>• producción y cuidado de la naturaleza</li> <li>• garantizar la existencia de bosques para las generaciones futuras</li> <li>• lugar de vida y trabajo con la tierra</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• cuidar árboles de la finca</li> <li>• asegurar recursos para generaciones futuras</li> <li>• garantizar producción y conciliar con la conservación</li> <li>• convivir con medio natural</li> </ul>
Restauración	<ul style="list-style-type: none"> <li>• restauración no es lo mismo que reforestación</li> <li>• no es solamente sembrar árboles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• importante por la conservación del agua</li> <li>• mantener clima estable y humedad en suelos</li> </ul>
Valor moral	<ul style="list-style-type: none"> <li>• responsabilidad</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• entregar una finca en un mejor estado que el recibido</li> </ul>
Instrumentos de manejo sostenible	<ul style="list-style-type: none"> <li>• planes de manejo</li> <li>• acciones de conservación</li> </ul>	

*Fuente:* Entrevistas a actores del PRF en la Mancomunidad del Chocó Andino.

De manera general, los técnicos observan la restauración como una forma de mantener recursos naturales, principalmente agua y bosques, pensando tanto en la producción como en las generaciones futuras. Para algunos, combinar la vida en el territorio con el trabajo en la tierra, bajo una noción de responsabilidad, es parte de ese manejo sostenible. Por ello, esto se asocia con la idea de planificar e implementar instrumentos y acciones relacionados con la conservación, por ejemplo, a través de planes de manejo que organicen la producción pensando en beneficios ambientales.

Los funcionarios de GAD parroquiales reconocen que estas ideas de manejo sostenible están presentes en su visión y herramientas de planificación y gestión. Según los técnicos de Mindo, las prácticas de manejo sostenible en la zona se tornan fundamentales en un espacio donde el turismo de naturaleza es la base de la economía local. Para los técnicos de Calacalí, la idea de manejo sostenible es evidente en la propuesta de turismo-conservación comunitaria de la Corporación Microempresarial Yunguilla, que ha funcionado por varios años en la zona.

Por su lado, los beneficiarios, dedicados en su mayoría a la ganadería, presentan visiones más utilitarias sobre prácticas de restauración y manejo sostenible en sus fincas. Reconocen que la conservación de suelo, agua y vegetación es fundamental para la sostenibilidad productiva, y que un manejo sostenible de la tierra debería “asegurar que los recursos estén disponibles para generaciones futuras”, permitiendo entregar a los hijos “una finca en mejor estado que el recibido”. En este contexto, se puede entender su interés en participar en el PRF. Para muchos, la restauración es entendida como una forma de enfrentar “la falta de agua en verano”, conservar vertientes y fuentes hídricas. También se identifica como una manera de generar sombra para el ganado, mantener la vegetación en áreas de pendientes y como estrategia de producción de madera para venta a futuro.

Si bien en el pasado ciertos beneficiarios ya habían realizado alguna práctica de manejo sostenible (por ejemplo, controlar ganado para conservar fuentes de agua, conservar fragmentos de bosque y cercas vivas, sembrar plantas y árboles), para la mayoría el PRF fue una oportunidad para conocer los demás beneficios asociados a la restauración y la presencia de árboles. Los técnicos coincidieron en que el programa fue la primera y, hasta ahora, única intervención que ha generado conciencia sobre el tema de restauración. Otras acciones, como la declaratoria del Bosque Protector Mindo-Nambillo, en Mindo; la iniciativa Yunguilla, en Calacalí; proyectos de reforestación como Pichincha Verde; planes de reforestación del DMQ o colegios; y el PSB, han enfatizado en la importancia de la conservación de bosques. La internalización de las diferencias entre restauración y reforestación como procesos complementarios, pero no idénticos, por parte de los actores locales es un impacto importante de la operación del PRF en la MCA.

### *Lecciones aprendidas sobre el proceso de implementación del PRF*

Como se explicó en el punto 3, la implementación del PRF fue drásticamente afectada por la falta de desembolsos por parte del MAE. Si bien los alcances del proyecto fueron diversos, en la mayoría de casos se llegó a identificar fincas y sitios de restauración, reproducir plantas y sembrarlas.

Las entrevistas permitieron identificar cuellos de botella adicionales en la operación del programa en la MCA en sus dimensiones técnicas y administrativas. Los informantes dieron sus percepciones sobre el procedimiento técnico, respondiendo preguntas sobre la identificación y el establecimiento de áreas, las modalidades, el seguimiento, el monitoreo y la verificación. Adicionalmente, se sistematizaron respuestas sobre la forma de ejecución en relación con la coordinación y la administración (tabla 7.4).

**Tabla 7.4. Categorías y códigos relacionados con los problemas y éxitos de la implementación del PRF**

Categorías	Códigos grupo de técnicos	Códigos grupo de beneficiarios
Condiciones para la identificación de áreas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• importancia de la sociabilización</li> <li>• vinculación de propietarios no residentes</li> <li>• involucramiento de técnicos locales</li> <li>• explicación de detalles técnicos</li> <li>• demanda de títulos de propiedad</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• selección de sitios por necesidad de propietario</li> <li>• lugares que demandan más cuidado dentro de la finca</li> <li>• importancia de la autonomía y voluntad de participar</li> </ul>
Establecimiento de áreas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• problemas con desembolsos</li> <li>• limitaciones técnicas</li> <li>• modalidades equivocadas</li> <li>• expectativas no cumplidas</li> <li>• capacidad técnica de personas</li> <li>• desconfianza de tenencia de la tierra</li> <li>• falta de experiencia administrativa-contable de los GAD</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• falta de cantidad y variedad de plantas</li> <li>• alta mortalidad de plantas</li> <li>• escaso conocimiento y orientación técnica</li> <li>• desconocimiento de propietarios sobre modalidades de restauración</li> </ul>
Modalidades	<ul style="list-style-type: none"> <li>• regeneración natural más eficiente y barata</li> <li>• prácticas silvopastoriles atractivas para ganaderos</li> <li>• prácticas silvopastoriles demandan mucho compromiso del dueño para cuidado de árboles y protección</li> <li>• problemas técnicos para protección de plantas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• mejora de la producción ganadera: silvopastoril y cercas vivas</li> <li>• prácticas de recuperación en bloque para conservación de agua</li> <li>• regeneración natural más efectiva</li> </ul>



Tabla 7.4 (continuación)

Categorías	Códigos grupo de técnicos	Códigos grupo de beneficiarios
Seguimiento, monitoreo y verificación	<ul style="list-style-type: none"> <li>• seguimiento y monitoreo esenciales para éxito de restauración</li> <li>• verificación ineficiente cuando se basa en indicadores y se hace de manera aleatoria</li> <li>• poca sistematización en el MAE</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• falta de seguimiento y comunicación</li> <li>• solo se conoció a técnicos y no a consultores o responsables administrativos</li> <li>• no se cumplieron desembolsos</li> <li>• no se cumplió el cronograma</li> </ul>
Coordinación	<ul style="list-style-type: none"> <li>• modelo adecuado de coordinación: MAE, GAD, consultores, beneficiarios</li> <li>• relación consultores-beneficiarios funcionó</li> <li>• problemas de manejo desde MAE (información, pagos, cambios de personal y de condiciones para participación)</li> <li>• GAD sin capacidades técnicas y administrativas</li> <li>• cronogramas no adaptados a realidad local</li> <li>• autoridades parroquiales sin interés</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• se focaliza en coordinación para la siembra, no en todo el proceso de restauración</li> <li>• coordinación ineficiente</li> <li>• apuro de los técnicos por completar las siembras</li> <li>• falta de comunicación con técnicos</li> <li>• apoyo en ciertos lugares por parte de GAD parroquial y Condesan</li> </ul>
Administración	<ul style="list-style-type: none"> <li>• falta de pagos generó desconfianza tanto en MAE como en GAD</li> <li>• problemas con requerimientos de contratación pública</li> <li>• falsa expectativa de programa como activador de economía local</li> <li>• falta de mecanismos claros por parte del programa para realizar los gastos de los recursos públicos en restauración</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• finqueros desconocen detalles de manejo financiero</li> </ul>

Fuente: Entrevistas a actores del PRF en la Mancomunidad del Chocó Andino.

La identificación de áreas es un momento clave para motivar a los dueños de la tierra a participar en procesos de restauración. Para los técnicos, la sociabilización del programa fue fundamental para vincular a los GAD parroquiales con los beneficiarios, dado que estos gobiernos mantienen una estrecha relación con las actividades de los finqueros. Algunos de los técnicos que visitaron las fincas con el fin de identificar sitios de restauración son de la zona, aunque, según los beneficiarios, muchos tenían poca experiencia.

La publicidad sobre el PRF y la búsqueda de participantes fue efectiva, aunque se mencionó que la información transmitida no siempre estuvo completa, sobre todo en relación con las responsabilidades de los beneficiarios, requerimientos de títulos de propiedad, necesidad de referenciar sitios de intervención con GPS y aspectos técnicos de las modalidades de restauración. Otro aspecto importante fue la autonomía de los beneficiarios para decidir en qué lugares de sus fincas se haría la restauración, por ejemplo, aquellos con más necesidad para conservación de agua o protección de suelo en laderas. En la identificación de áreas se evidencia también la necesidad de comunicar efectivamente los detalles técnicos, sociales, administrativos y presupuestarios sobre el proceso de restauración.

La percepción sobre el establecimiento de áreas evidenció algunos retos fundamentales, relacionados con la implementación de programas nacionales frente a especificidades sociales y ambientales a nivel local. Estos retos tienen su origen en las metas planteadas, tiempos de ejecución e indicadores de gasto que tuvo que cumplir el MAE, que no siempre estuvieron articulados a procesos sociales y ambientales locales asociados a la restauración. Por ejemplo, los cambios continuos del personal del PRF dificultaron que los equipos desarrollaran un entendimiento claro de los parámetros necesarios para definir la aptitud de un sitio para cierta modalidad. De igual manera, se cree que se sembró “sin calidad”, con el objetivo de cumplir las metas, pero sin buena preparación del terreno y utilizando plantas con poco vigor.

Otros problemas nacieron de la necesidad de los GAD parroquiales de cumplir con los requerimientos operativos y administrativos de los convenios, en contraste con los objetivos sociales y ambientales complementarios. Por ejemplo, se intentó que el PRF generara impactos en las

economías locales de las parroquias contratando a técnicos del lugar, pero en realidad hubo un contingente importante de técnicos externos con poca experiencia y conocimiento de los parámetros de aplicación de las modalidades de restauración. Por otro lado, fallas en la comunicación dieron paso a que los beneficiarios no estuvieran seguros en cuanto al compromiso de mantenimiento posterior a la implementación, lo que provocó el abandono de las plantas.

El conocimiento técnico y la experiencia del equipo implementador son críticos en la selección de la modalidad más adecuada, según las condiciones de los sitios seleccionados, a partir de un diagnóstico ecológico de barreras para la restauración y estrategias para superarlas. A pesar de que se logró identificar a la regeneración natural como la modalidad más eficiente y barata, el principal reto fue convencer a los finqueros de los beneficios asociados al no uso para que el bosque vuelva a ocupar los pastizales o áreas de rastrojo. En general, en fincas con sistemas pecuarios, la modalidad silvopastoril resultó atractiva porque no implicaba una pérdida sustancial de superficie de pastos, así como por la percepción de beneficios específicos y en plazos más cortos asociados a la generación de sombra para el ganado y la protección de zonas de recarga hídrica. Sin embargo, los beneficiarios indicaron que hay que considerar el trabajo adicional que implica el cuidado y protección de los árboles al inicio del período de crecimiento. Se sugirió generar incentivos adicionales a la implementación de las prácticas de restauración para lograr un mayor involucramiento de los dueños de finca en las actividades de mantenimiento.

Los patrones de aceptación de las modalidades fueron distintos de acuerdo con la prevalencia de sistemas productivos en diferentes localidades. En Mindo y Guala, por ejemplo, la regeneración natural y los sistemas agroforestales generaron mayor interés, sobre todo en fincas en transición de la ganadería al turismo. En Calacalí, debido a la mayor extensión de pastizales, la modalidad silvopastoril fue más atractiva. En Nanegalito, aunque no se pudo llegar a la fase de siembra, se hicieron algunos sembríos en áreas de pasto con apoyo de Condesan y por autogestión. Además se enriquecieron y aislaron algunas zonas con la intención de promover la regeneración natural. En Nanegal, donde se firmaron los

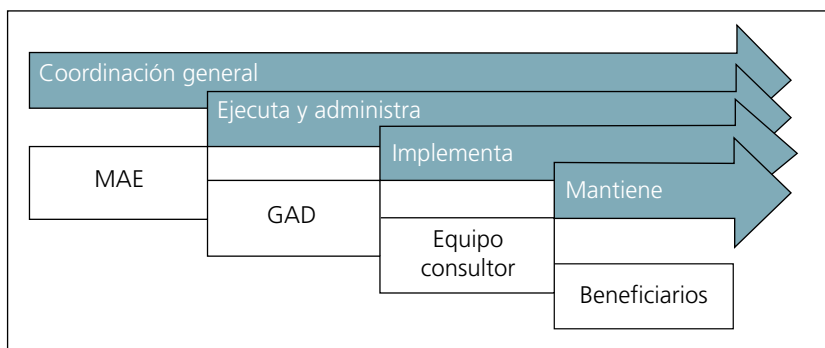
primeros convenios, se implementaron las modalidades de franjas, bloque en pasturas y regeneración natural. Algunas áreas dieron resultados y otras fracasaron por falta de mantenimiento y seguimiento.

En el ámbito de seguimiento-monitoreo-verificación, los GAD se involucraron en distinta medida para vigilar el proceso de siembra y el trabajo de los consultores que implementaron las áreas. Un momento clave fue la verificación realizada por el MAE, que ocurrió después de la pausa del PRF por falta de fondos. Para ese entonces, muchos de los sitios habían sido abandonados o revertidos a otros usos del suelo, lo que causó baja supervivencia de los árboles plantados. Una percepción general es que el MAE realizó la verificación más en condición de fiscalizador que de facilitador, sin tomar en cuenta el contexto específico de la implementación en cada GAD parroquial y los retos enfrentados.

La metodología de verificación realizó una selección aleatoria de sitios y se enfocó en indicadores cuantitativos como el número de árboles y hectáreas sembradas. Esto no permitió registrar los esfuerzos de algunos GAD, como Nanegal, para mantener ciertos sitios prioritarios, incluso con fondos propios o con la ayuda de ONG como Condesan. En Calacalí, el mantenimiento de las áreas restauradas fue asumido por la Corporación Yunguilla, una organización local que implementa acciones de producción sostenible y conservación de bosques. Esto evidencia la importancia de mantener un enfoque integrado de implementación, donde el seguimiento y monitoreo de las áreas sembradas podría servir como mecanismo de vinculación local continua.

En el ámbito de la coordinación institucional, los técnicos destacaron el modelo general utilizado: MAE como responsable del programa, el GAD parroquial como ejecutor y administrador y el equipo consultor en el rol de implementación y de contacto con beneficiarios (figura 7.2).

Figura 7.2. Roles y actores principales en la coordinación e implementación del PRF



En el diseño del PRF, el rol de mantenimiento se definió como una fase de consolidación desde el cuarto hasta el décimo años después de haber implementado las áreas; contemplaba un incentivo adicional para los beneficiarios (MAE 2014b). El corte de los desembolsos fue un evento crítico en todo el proceso; dejó en evidencia la fragilidad de acciones a nivel local vinculadas a procesos nacionales con fuentes de financiamiento poco diversificadas y vulnerables a dinámicas económicas globales (Murcia et al. 2017). Esta propagación de dinámicas globales hacia ámbitos locales genera importantes impactos en la viabilidad de agendas de restauración a corto y largo plazos. Por ejemplo, en Guala el corte de los pagos generó deudas del GAD parroquial con el personal contratado, lo que causó descontento general con el programa y debilitó las relaciones con los beneficiarios.

Otros retos se originaron en los procedimientos administrativos asociados a la ejecución de actividades con fondos públicos. La necesidad de usar el portal de compras públicas para adquirir bienes y servicios generó dificultades para contratar técnicos locales o comprar plantas en viveros comunitarios. Adicionalmente, la disponibilidad de los recursos no coincidió con la época de lluvia, lo que causó que la siembra se realizara en condiciones climáticas adversas que contribuyeron a una alta mortalidad de las plantas. En general, la falta de claridad en los procesos administrativos establecidos por el MAE hizo perder la confianza de los

otros actores en el plan. No existió suficiente flexibilidad para ajustar los mecanismos administrativos y financieros a los requerimientos de las labores de campo.

Desde una perspectiva de coordinación, la falta de involucramiento directo en las actividades de restauración por parte de los GAD parroquiales fue otro punto problemático. En las parroquias de la MCA, el modelo de implementación favoreció la contratación de equipos consultores para agilizar las actividades y cubrir debilidades técnicas en los GAD. La implementación se realizó con limitada supervisión de los gobiernos autónomos en el territorio, de forma que cuando se detuvieron las operaciones del programa, el personal desconocía los detalles del trabajo realizado, incluyendo la ubicación de los beneficiarios, el estado de implementación en cada área, la cantidad de hectáreas sembradas y los estados de adaptación de las plantas.

La relación entre los técnicos-consultores que implementaron las áreas de restauración y los beneficiarios presentaron problemas propios. Se percibió que la prisa por implementar las áreas provocó que en muchos casos no existiera coordinación previa con los beneficiarios, obviando prácticas de preparación (por ejemplo, erradicación de pastos) que hubieran incrementado las perspectivas de éxito de la restauración. También fue evidente que los consultores no tenían conocimientos específicos sobre la ecología y especies de la zona, y que se enfocaban en medidas de reducción de costos. Por su parte, los técnicos percibieron que los beneficiarios no se apropiaron de las áreas sembradas y no asumieron los roles para su mantenimiento. Esto se debe a que en el diseño del PRF se incorporó a los beneficiarios en un rol pasivo, como receptores del programa, mientras que las características de éxito de un proceso de restauración requieren de una posición activa a largo plazo para promover el mantenimiento de las áreas.

### *Perspectivas futuras*

Se podría pensar que una posible participación a futuro en un programa similar tendría una estrecha relación con los resultados de la implementación del PRF. Sin embargo, tanto técnicos como beneficiarios valoraron de

**Tabla 7.5. Categorías y códigos relacionados con la participación futura en iniciativas de restauración**

Categorías	Códigos grupo de técnicos	Códigos grupo de beneficiarios
Volver a participar	<ul style="list-style-type: none"> <li>no, porque hubo mucha decepción</li> <li>sí, para aquellos comprometidos con la conservación</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>se debería trabajar en las mismas áreas</li> <li>participación futura condicionada a que se cumplan condiciones del convenio</li> <li>participación futura porque es necesario conservar agua y mantener árboles en la finca</li> </ul>
Eficiencia del programa	<ul style="list-style-type: none"> <li>medianamente eficiente</li> <li>se aprendió y se tuvo la experiencia</li> <li>corte de pagos no permitió alcanzar metas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>poco eficiente</li> <li>depende del lugar</li> </ul>
Capacidades de los GAD	<ul style="list-style-type: none"> <li>aumento de capacidad técnica y administrativa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>falta de experiencia técnica</li> </ul>
Coordinación	<ul style="list-style-type: none"> <li>necesidad de convenio con MAE</li> <li>aporte de la MCA para coordinación entre GAD; necesidad de información clara, precisa y transparente</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>no hubo coordinación con técnicos ni GAD</li> </ul>
Involucramiento de beneficiarios	<ul style="list-style-type: none"> <li>aumento de capacidades técnicas, motivación y aumento de responsabilidad frente al proceso</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>para dar mantenimiento y documentar experiencia</li> </ul>

*Fuente:* Entrevistas a actores del PRF en la Mancomunidad del Chocó Andino.

forma significativa la experiencia adquirida y la importancia de una iniciativa de restauración que apoye la conservación de los recursos naturales, en especial el agua (tabla 7.5).

Tanto técnicos como beneficiarios indicaron que los resultados de la implementación fueron limitados. En todo caso, al menos los árboles crecieron en los pocos sitios donde se dio continuidad al programa, y eso se consideró un buen resultado. Asimismo, en las áreas con bajos costos de oportunidad (por ejemplo, laderas), la regeneración natural continuó. También se destacó como un resultado positivo la experiencia ganada en procesos de restauración por parte de los diversos actores involucrados.

Todos los entrevistados coinciden en que el programa fue importante y que la restauración basada en la siembra de árboles es fundamental para la conservación del agua y de las zonas vulnerables.

Con estos antecedentes, se preguntó: “¿estarían dispuestos a volver a participar en una segunda fase?”. Las respuestas fueron diversas. Por un lado, los técnicos manifestaron que algunos finqueros estuvieron motivados en lugares como Míndo y participaron en el proceso adquiriendo experiencia; quizá tendrían interés en participar a futuro. Por otro lado, en Gualea, indicaron que “hubo mucha decepción” y dudan de que las personas quieran volver a participar en un programa similar, pues sería “difícil recuperar la confianza” en el MAE y el GAD parroquial. En general, se considera más viable continuar trabajando en zonas que, por su localización, no son tan rentables para la ganadería; los finqueros que tienen pastos productivos probablemente no se interesen en formar parte de otra iniciativa. Se reconoce el valor de la experiencia en la participación en un programa de restauración antes que en los resultados, y se destaca como lecciones aprendidas fundamentales la importancia del trabajo de preparación, el cuidado de las plantas y el mantenimiento y seguimiento.

### Aprendizajes desde la práctica para la reflexión sobre la gobernanza de procesos de restauración

Los puntos anteriores evidencian las complejidades asociadas con aspectos técnicos, de coordinación y administración en torno a la implementación del PRF en cinco parroquias de la MCA. Un elemento común se refiere a la necesidad de articular mejor los objetivos y requerimientos de implementación de una iniciativa nacional con el conocimiento, necesidades y agendas de trabajo de los gobiernos locales y los beneficiarios. Esto implica pasar de un modelo de manejo sostenible sustentado únicamente en criterios técnicos y mecanismos operativos homogéneos, a uno de gobernanza sostenible, donde se priorizan la comunicación y participación efectivas de los actores locales en todas las etapas del proceso de restauración, desde la formulación de objetivos hasta el mantenimiento y seguimiento de las prácticas implementadas (Rist et al. 2007).



Para Chazdon et al. (2015), los procesos efectivos de restauración en áreas extensas requieren de coaliciones entre actores que trabajen en agendas relevantes al uso del suelo (por ejemplo, ambiente y agricultura) y las comunidades y productores locales que necesiten apropiarse de estas prácticas y mejorar sus condiciones de bienestar. En este contexto, el resto de la discusión se enfoca en cómo la restauración, entendida normalmente como un reto exclusivamente técnico, es también un problema de coordinación relacionado con múltiples procesos de gobernanza, y plantea la necesidad de mecanismos de vinculación efectiva de beneficiarios y otros actores vinculados a las dinámicas de uso del suelo.

### *Elementos relevantes para sistemas de gobernanza de restauración más robustos e inclusivos*

El análisis de la implementación del PRF en la MCA permite visualizar múltiples retos de coordinación asociados a procesos de restauración. Uno de ellos es lograr alinear objetivos y metas de la restauración originados en distintas escalas y por actores que operan en diferentes niveles de gobernanza. Varios instrumentos internacionales de gobernanza ambiental de los que Ecuador es parte (por ejemplo, Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y Convenio sobre la Diversidad Biológica) priorizan actividades de restauración para mantener y recuperar la capacidad de los ecosistemas para preservar la vida sobre el planeta. En el otro extremo de la escala, los productores locales buscan mantener la economía familiar combinando distintas prácticas de uso del suelo. En posición intermedia, los gobiernos locales tienen mandatos de garantizar acceso a recursos críticos como el agua, la gestión del riesgo de desastres, la promoción productiva, entre otros. La restauración es importante para todos estos objetivos de gestión, pero requiere mecanismos de comunicación, coordinación y colaboración entre niveles de gobernanza y entre los actores que trabajan en un ámbito territorial determinado.

El marco legal formal es un elemento importante que establece mecanismos y responsabilidades de coordinación. En un análisis comparativo

de la normativa ambiental relevante para la restauración en 17 países de América Latina, Brasil, Colombia y Ecuador se destacan por tener herramientas de política diseñadas específicamente para promover la restauración forestal (Schweizer et al. 2018). Actualmente, la norma ambiental más importante en Ecuador es el Código Orgánico del Ambiente (COA 2017), que establece competencias y mandatos relacionados con la restauración para los GAD provinciales, municipales y parroquiales. Además de estipular un mandato explícito de coordinación interinstitucional para evitar duplicidad de actividades y funciones, el COA obliga a incorporar categorías de bosques naturales para la conservación y restauración en las herramientas de ordenamiento territorial de los GAD.

Los GAD parroquiales del noroccidente del DMQ optaron por participar en la coordinación e implementación de acciones de restauración en el marco del PRF debido a su conocimiento detallado de las necesidades y retos de gestión del territorio asociados al mantenimiento de servicios ecosistémicos y de productividad. Como se evidenció en las entrevistas, tanto productores como técnicos locales reconocen el valor de objetivos y prácticas de conservación y restauración de bosques, lo que puede estar asociado, entre otras causas, a una importancia creciente del sector turismo en las economías de las parroquias de la MCA. Se necesita fortalecer las capacidades de planificación territorial de los GAD parroquiales para promover la articulación de objetivos de conservación, restauración y producción sostenible. Parte de este proceso implica incorporar herramientas de planificación que permitan identificar geográficamente áreas donde puedan existir sinergias (por ejemplo, restauración y mantenimiento de regulación hídrica) y compromisos (agroindustria y turismo de naturaleza, entre otros) entre objetivos de gestión territorial (Reed et al. 2016).

Fortalecer capacidades técnicas y administrativas de los GAD para manejar programas similares al PRF a futuro debe considerarse parte de un proceso más amplio de afianzamiento de visiones y capacidad operativa para promover objetivos de sostenibilidad. Se necesitan arreglos institucionales que permitan mantener técnicos locales a largo plazo, capacitados en temas de restauración: pros y contras de las distintas modalidades y prácticas, técnicas de cuidado pre y postsiembra e identificación de especies

apropiadas y manejo de viveros. También se necesita fortalecer capacidades en aspectos de coordinación, comunicación con finqueros y seguimiento administrativo. Una precondition importante es contar con información clara, completa y transparente sobre el proceso, los compromisos de los involucrados y los resultados esperados de acuerdo con las modalidades por parte de las autoridades ambientales.

### *Involucramiento de beneficiarios para la sostenibilidad de los procesos de restauración*

Motivar el involucramiento de comunidades locales y dueños de la tierra es el reto más importante de cualquier iniciativa de restauración (Stanturf et al. 2015). Si bien está establecido que la restauración genera beneficios importantes cuando se considera un conjunto diverso de bienes y servicios ecosistémicos en escalas espaciales y temporales amplias, pueden existir costos significativos a corto plazo, especialmente en paisajes donde predominan pequeños productores agropecuarios (Knoke et al. 2014). En la MCA, los tamaños promedio de los predios rurales difieren entre parroquias, pero están en un rango de 30 a 40 ha (tabla 7.6). La remanencia promedio de bosque por predio difiere más entre parroquias, siendo menor en aquellas de la parte alta (Nono y Calacalí) y mayor en Nanegalito y

**Tabla 7.6. Tamaño y remanencia promedios de bosque en predios en el rango de áreas entre 5 y 250 ha en las seis parroquias de la MCA pertenecientes al DMQ**

Parroquia	Área promedio (ha)	Remanencia promedio (%)
Calacalí	39,17	26,39
Gualea	29,87	44,79
Nanegal	30,00	51,33
Nanegalito	37,36	57,79
Nono	34,69	39,04
Pacto	36,75	59,58

Fuente: DMC (2018).

Pacto. Estos datos sugieren la diversidad de condiciones de los productores en la MCA, así como la necesidad de contar con herramientas flexibles que adapten los objetivos de la restauración a estos contextos.

Los beneficiarios entrevistados indicaron que se deberían generar más incentivos para motivar la participación y apropiación de las actividades de restauración, por ejemplo, exoneraciones o rebajas en los impuestos prediales que se asocien a los resultados de la restauración. Es necesario pensar integralmente en incentivos para dueños de la tierra que contribuyan a múltiples objetivos de manejo sostenible. Por ejemplo, el Ministerio de Agricultura y el MAE podrían coordinar, bajo una visión integral de manejo de fincas, incentivos para conservación de bosques (por ejemplo, PSB), para la restauración y rehabilitación de áreas productivas degradadas y para prácticas productivas sostenibles (Knoke et al. 2014).

Otro elemento importante es lograr involucrar a los beneficiarios a largo plazo en el mantenimiento de las áreas restauradas. Esto podría alcanzarse mediante mecanismos que promuevan la participación coordinada de beneficiarios y GAD en el monitoreo de los impactos de la restauración en servicios ecosistémicos priorizados, mantenimiento de las plantas y vigilancia de la integridad de las áreas restauradas. Datos de monitoreo de algunas de las zonas implementadas por el PRF en la MCA indican que la mortalidad de las plantas en los predios donde se realizó al menos un mantenimiento fue de 4 %, mientras que en aquellos sin mantenimiento fue de 46 % (Terán-Valdez y Cuesta 2018). El impacto positivo de un mayor involucramiento local en mantener las áreas restauradas llama a pensar de forma creativa en mecanismos que permitan financiar estos esfuerzos a largo plazo. En este campo, las iniciativas de reducción de deforestación con base en cadenas de valor de alimentos pueden ser útiles. Estas iniciativas promueven prácticas productivas sostenibles, incluyendo restauración, asociadas a mejores condiciones de articulación al mercado para los productores (Lambin et al. 2018).

## *El rol de la Mancomunidad del Chocó Andino en la gobernanza de la restauración*

La restauración de paisajes forestales puede convertirse en un catalizador para la innovación institucional, para fortalecer la participación y promover su efectividad (Van Oosten 2013). La planificación y la implementación de iniciativas de restauración requieren de sistemas de gobernanza robustos que permitan negociar visiones normativas distintas sobre el paisaje, definir roles, derechos y responsabilidades, y coordinar acciones. Desde esta perspectiva, la implementación del PRF documentada permite identificar algunos roles para la MCA en iniciativas futuras de restauración.

El proceso organizativo que llevó a establecer la MCA es un paso inicial de reflexión sobre objetivos de sostenibilidad en la gestión del territorio, al integrar la diversidad de necesidades e intereses presentes en las parroquias que la conforman. La ventaja de una plataforma de gobernanza de mesoescala es que posibilita construir una memoria histórica sobre áreas prioritarias para la conservación y restauración de bosques. Por ejemplo, el área de San Francisco de Pachijal, en la zona sur de la parroquia de Guala, ha sido identificada consistentemente como prioritaria para recuperar la conectividad de los bosques en el gradiente de elevación entre los bosques de piedemonte y montanos altos dentro de la MCA. De igual manera, se reconoce la importancia de restaurar las cabeceras de cuenca en Nanegalito y Calacalí para mantener acceso a recursos hídricos de calidad aguas abajo, en Nanegal y Guala.

Adicionalmente, un modelo de gestión para la restauración orientado a plataformas mancomunadas puede disminuir costos de transacción, ya que posibilita una interlocución más eficaz entre el MAE, como agencia coordinadora a nivel nacional, y los objetivos de gestión de los GAD parroquiales y los beneficiarios locales. Por ejemplo, equipos técnicos de la MCA podrían tener conocimientos más adaptados al contexto social y ecológico local, y volver más eficiente el manejo financiero y administrativo, así como la coordinación de la implementación en territorio.

Finalmente, la MCA puede jugar un rol fundamental en la comunicación efectiva de las ventajas y detalles operativos de una iniciativa de

restauración hacia los beneficiarios. A pesar de que se ha observado que existe sensibilidad en torno a temas de conservación y restauración, y que se reconoce la importancia de seguir trabajando en estas agendas, persiste la necesidad de ampliar la base de actores interesados. Se puede utilizar una red existente de fincas con prácticas de restauración en distintas etapas, para visibilizar beneficios a corto, mediano y largo plazos.

## Conclusiones y recomendaciones

A pesar de los retos y problemas encontrados, implementar el PRF en el territorio de la MCA posicionó la restauración en la agenda local, lo cual redundó en que los GAD y los productores locales se implicaran en este proceso con distintos niveles de interés. Este caso demuestra que hay que evitar dar prevalencia a una escala única de trabajo. Las especificidades ecosistémicas y de gobernanza a nivel local necesitan ser identificadas a fin de adaptar los aspectos operativos establecidos por el país (Reed et al. 2016). En este contexto, plataformas de gobernanza de escala intermedia como la MCA representan oportunidades únicas para promover esta articulación y mantener una agenda de trabajo en restauración a largo plazo.

En contextos relacionados con intervenciones para el desarrollo, se ha observado la importancia de coaliciones entre actores del sector público y la sociedad civil, operando a escalas nacionales y locales, respectivamente, para promover la articulación y el ajuste de agendas de trabajo (Klick 2016). En el caso de procesos de restauración, es fundamental el rol catalizador de líderes locales comprometidos en promover objetivos de sostenibilidad que se ajusten mejor a las especificidades de los sitios de trabajo. Estos líderes deben ser identificados e involucrados en todas las etapas del proceso.

La participación y el empoderamiento a nivel local siguen siendo retos fundamentales. En la medida de lo posible, nuevas iniciativas de restauración deberán incorporar la heterogeneidad de sistemas productivos, patrones de tenencia de la tierra y prácticas culturales locales. Pequeños tenedores de tierra con acceso a áreas con poca aptitud productiva probablemente

necesitarán modalidades e incentivos que enfatizen en la intensificación sostenible de la producción. Delegar ciertas actividades de monitoreo y seguimiento a escala local también puede contribuir a dinamizar la participación de los beneficiarios (Evans y Guariguata 2016).

Un aprendizaje fundamental a partir de la implementación del PRF en la MCA es la necesidad de desarrollar mecanismos flexibles que se adapten a los requerimientos sociales y ecosistémicos locales. Esto incluye aspectos básicos sobre la ecología de la restauración, relacionados, por ejemplo, con la necesidad de contar con suficientes plantas de especies nativas con potencial de acelerar la sucesión natural. Adicionalmente, es preciso contar con modelos de gestión y administración que permitan optimizar el uso de conocimientos locales y promuevan la participación de una base amplia de actores en roles de implementación, mantenimiento y monitoreo de las áreas restauradas.

## Referencias

- Bare, Matthew. 2014. "Forest Restoration in the Tropical Andes: Active Conservation in a Biodiversity Hotspot". *Tropical Resources: The Bulletin of the Yale Tropical Resources Institute*, 32-33: 93-100.  
<https://bit.ly/2jX4Cep>
- Bisaro, Alexander, y Jochen Hinkel. 2016. "Governance of social dilemmas in climate change adaptation". *Nature Climate Change* 6 (4): 354-59. doi:10.1038/nclimate2936
- Bürgi, Matthias, Panna Ali, Afroza Chowdhury, Andreas Heinemann, Cornelia Hett, Felix Kienast, Manoranjan K. Mondal, Bishnu Raj Upreti y Peter H. Verburg. 2017. "Integrated Landscape Approach: Closing the Gap between Theory and Application". *Sustainability* 9 (8). doi:10.3390/su9081371
- Chazdon, Robin L., Pedro H. S. Brancalion, David Lamb, Lars Laestadius, Miguel Calmon y Chetan Kumar. 2015. "A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration". *Conservation Letters: A Journal of the Society for Conservation Biology* 10 (1): 125-132. doi:10.1111/conl.12220

- DMC (Dirección Metropolitana de Catastro). 2018. “Base de datos catastral”. Distrito Metropolitano de Quito.
- Ellis, Frank. 2000. *Rural Livelihoods and Diversity in Developing Countries*. Oxford: Oxford University Press.
- Evans, Kristen A., y Manuel R. Guariguata. 2016. “Success from the ground up. Participatory monitoring and forest restoration”. *CIFOR Occasional Paper 159*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. <https://bit.ly/2ksyW0H>
- Flick, Uwe. 2014. *An Introduction to Qualitative Research*. 5.<sup>a</sup> ed. Londres: SAGE Publications.
- IGM (Instituto Geográfico Militar). 2012. “Cartografía temática (escala 1:25.000)”.
- Klick, Matthew T. 2016. “The Effect of State-Local Complementarity and Local Governance on Development: A Comparative Analysis from Post-War Guatemala”. *World Development*, 82: 1-13. doi:10.1016/j.worlddev.2016.01.005
- Knoke, Thomas, Jörg Bendix, Perdita Pohle, Ute Hamer, Patrick Hildebrandt, Kristin Roos, Andrés Gerique, María L. Sandoval, Lutz Breuer, Alexander Tischer, Brenner Silva, Baltazar Calvas, Nikolay Aguirre, Luz M. Castro, David Windhorst, Michael Weber, Bernd Stimm, Sven Günter, Ximena Palomeque, Julio Mora, Reinhard Mosandl y Erwin Beck. 2014. “Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands”. *Nature Communications* 5 (5612). doi:10.1038/ncomms6612
- Koning, Free de, Marcela Aguiñaga, Manuel Bravo, Marco Chiu, Max Lascano, Tannya Lozada y Luis Suárez. 2011. “Bridging the gap between forest conservation and poverty alleviation: The Ecuadorian Socio Bosque program”. *Environmental Science & Policy* 14 (5): 531-42. doi:10.1016/j.envsci.2011.04.007



- Lambin, Eric F., Holly K. Gibbs, Robert Heilmayr, Kimberly M. Carlson, Leonardo C. Fleck, Rachael D. Garrett, Yann le Polain de Waroux, Constance L. McDermott, David McLaughlin, Peter Newton, Christoph Nolte, Pablo Pacheco, Lisa L. Rausch, Charlotte Streck, Tannis Thorlakson y Nathalie F. Walker. 2018. "The role of supply-chain initiatives in reducing deforestation". *Nature Climate Change*, 8: 109-116. doi:10.1038/s41558-017-0061-1
- Lambin, Eric F., Patrick Meyfroidt, Ximena Rueda, Allen Blackman, Jan Börner, Paolo Omar Cerutti, Thomas Dietsch, Laura Jungmann, Pénélope Lamarque, Jane Lister, Nathalie F. Walker y Sven Wunder. 2014. "Effectiveness and synergies of policy instruments for land use governance in tropical regions". *Global Environmental Change*, 28: 129-40. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.06.007
- MAE (Ministerio del Ambiente de Ecuador). 2014a. "Manual Operativo para la Implementación del Incentivo Económico para la Restauración Forestal con Fines de Conservación y Protección". Acuerdo Ministerial 211.
- 2014b. *Plan Nacional de Restauración Forestal 2014-2017*. Quito: MAE. <https://bit.ly/2zBhs6h>
- Mathez-Stiefel, Sarah-Lan, Manuel Peralvo, Selene Báez, Stephan Rist, Wouter Buytaert, Francisco Cuesta, Belén Fadrique, Kenneth J. Feeley, Aaron A. P. Groth, Juergen Homeier, Luis D. Llambí, Bruno Locatelli, María Fernanda López-Sandoval, Agustina Malizia y Kenneth R. Young. 2017. "Research Priorities for the Conservation and Sustainable Governance of Andean Forest Landscapes". *Mountain Research and Development* 37 (3): 323-39. doi:10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00093.1
- McDonald, Tein, Justin Jonson y Kingsley W. Dixon. 2016. "National standards for the practice of ecological restoration in Australia". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 24 (S1): S4-S32. doi:10.1111/rec.12359
- McGinnis, Michael D., y Elinor Ostrom. 2014. "Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges". *Ecology and Society* 19 (2). doi:10.5751/ES-06387-190230

- Murcia, Carolina, Manuel R. Guariguata, Manuel Peralvo y Verónica Gálmez. 2017. “La restauración de bosques andinos tropicales: Avances, desafíos y perspectivas del futuro”. *CIFOR Occasional Paper* 170. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. <https://bit.ly/2jX9Pmt>
- Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. B. Da Fonseca y Jennifer Kent. 2000. “Biodiversity hotspots for conservation priorities”. *Nature* 403 (6772): 853-58. doi:10.1038/35002501
- Van Oosten, Cora J. 2013. “Forest Landscape Restoration: Who Decides? A Governance Approach to Forest Landscape Restoration”. *Natureza & Conservação: Brazilian Journal of Nature Conservation* 11 (2): 119-26. doi:10.4322/natcon.2013.020
- Ostrom, Elinor. 2005. *Understanding Institutional Diversity*. Princeton: Princeton University Press.
- Reed, James, Josh van Vianen, Elizabeth L. Deakin, Jos Barlow y Terry Sunderland. 2016. “Integrated landscape approaches to managing social and environmental issues in the tropics: learning from the past to guide the future”. *Global Change Biology*, 22: 2540-54. doi:10.1111/gcb.13284
- Rist, Stephan, Mani Chidambaranathan, César Escobar, Urs Wiesmann y Anne Zimmermann. 2007. “Moving from sustainable management to sustainable governance of natural resources: The role of social learning processes in rural India, Bolivia and Mali”. *Journal of Rural Studies* 23 (1): 23-37. doi:10.1016/j.jrurstud.2006.02.006
- Schweizer, Daniella, Paula Meli, Pedro H. S. Brancalion y Manuel R. Guariguata. 2018. “Oportunidades y desafíos para la gobernanza de la restauración del paisaje forestal en América Latina”. *CIFOR Occasional Papers* 182. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. <https://bit.ly/2lximgf>
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Washington D.C.: SER.

- Stanturf, John A., Promode Kant, Jens-Peter Barnekow Lilesø, Stephanie Mansourian, Michael Kleine, Lars Graudal y Palle Madsen. 2015. “Forest Landscape Restoration as a Key Component of Climate Change Mitigation and Adaptation”. *IUFRO World Series* 34. Vienna: International Union of Forest Research Organizations. <https://bit.ly/2kl1EAJ>
- Terán-Valdez, Andrea, y Francisco Cuesta. 2018. “Proyectos de restauración ecológica a gran escala: Análisis de su implementación a nivel local”. Documento de trabajo no publicado.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2016. *El Desafío de Bonn*. Gland, Suiza: UICN.
- Wilson, Sarah Jane, y Jeanine M. Rhemtulla. 2016. “Acceleration and novelty: community restoration speeds recovery and transforms species composition in Andean cloud forest”. *Ecological Applications* 26 (1): 203-18. doi:10.1890/14-2129

### Normas jurídicas

- COA (Código Orgánico del Ambiente), del 6 de abril de 2017 (Registro Oficial Suplementario 938 del 12 de abril de 2017).

# Fondos de agua: una oportunidad de sostenibilidad para la restauración de bosques andinos

Silvia Benítez-Ponce

El mundo pierde aproximadamente 7,6 millones de ha de bosque cada año, mientras que en plantaciones forestales o bosques que se regeneran naturalmente se recuperan 4,3 millones; esto deja una gran pérdida neta anual de 3,3 millones de ha (FAO 2015). Los paisajes agrícolas también se están desgastando: la FAO (2015) estima que un tercio de las tierras agrícolas a nivel global se encuentran degradadas. Esto perjudica a, por lo menos, 3200 millones de personas, implica la desaparición de muchas especies y tiene un costo vinculado a la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos de más del 10 % del producto bruto global (Scholes et al. 2018).

La pérdida o degradación de los ecosistemas naturales produce un impacto en los servicios ecosistémicos que ofrecen. Cuando un ecosistema sufre degradación debido al cambio de uso de su suelo, por ejemplo, la agricultura, la ganadería, la urbanización, la minería, etc., pierde características claves que regulan la cantidad y la calidad de agua. Uno de los principales objetivos de la restauración de bosques es recuperar estos servicios de fundamental importancia para el bienestar humano.

Se estima que hay 2000 millones de ha a nivel global que ofrecen oportunidades para restauración de bosques y paisajes (Faruqui et al. 2018). Entre los diversos beneficios a la humanidad que acompañan a la restauración de bosques están mejorar los flujos y la calidad de agua, la salud del suelo, la calidad del aire y las condiciones para la biodiversidad; proveer

productos del bosque y fuentes sostenibles de madera, fibra y combustible; y crear fuentes de empleo y oportunidades recreacionales (Faruqui et al. 2018). Se estima que cada dólar invertido en restaurar bosques degradados puede dar un retorno de entre USD 7 y 30 en beneficios económicos (Verdone y Seidl 2017). Si a nivel global se puede cumplir con la meta del Reto de Bonn<sup>1</sup> de restaurar 350 millones de ha, esto puede traer beneficios de hasta USD 170 000 millones anuales en un período de 50 años (Verdone y Seidl 2017).

El Reporte de Riesgo Global 2018 incluye al suministro de agua dentro de los cinco más importantes a nivel global (WEF 2018). El uso de agua crece al doble de velocidad que la población. Así, se estima que para 2030 la demanda de agua superará a la oferta en un 40 % si no se modifica la tendencia actual.

América Latina es una de las regiones con crecimiento más rápido en el mundo; esto implica un incremento en la demanda de agua. Esta región pasó de tener una población mayoritariamente rural en la década de los setenta, a ser un lugar donde actualmente el 80 % de la población vive en zonas urbanas; para 2050, esta proporción crecerá a 90 % (WEF 2018). Frente a esta situación, es imperativo diseñar estrategias e implementar acciones que tiendan a asegurar el suministro de agua para las ciudades de manera sustentable.

En su estado natural, los ecosistemas ayudan a mantener servicios hidrológicos funcionales, es decir, proporcionan cantidades y calidad de agua necesarias. Muchas ciudades, pueblos y comunidades dependen de este recurso, que se genera en zonas de ecosistemas naturales, por lo que invertir en su protección y restauración es clave para poder manejar los riesgos asociados con el agua, y con ello lograr su gestión balanceada. Los bosques son importantes proveedores de servicios hidrológicos. Por ejemplo, tres cuartos del agua dulce accesible en el mundo provienen de cuencas con bosques. Al respecto, cabe resaltar que el 40 % de las grandes cuencas a nivel mundial han perdido más de la mitad de su cobertura boscosa original (FAO 2018).

---

<sup>1</sup> Es un esfuerzo global por restaurar 150 millones de ha deforestadas para 2020 y 350 millones para 2030 (UICN 2019).

A continuación, se presenta una descripción de los principales servicios hidrológicos provistos por los bosques y otros ecosistemas naturales.

*Regulación del ciclo hidrológico:* los ecosistemas naturales ayudan a regular el ciclo hidrológico, almacenan agua en épocas lluviosas y la liberan lentamente en períodos secos (Célleri y Feyen 2009). Asimismo, son claves para controlar crecidas o inundaciones en ciertas épocas del año. Es muy común encontrar zonas con problemas de disponibilidad de agua durante la temporada seca; los ecosistemas naturales ayudan a mantener un caudal base debido a su capacidad de retención de ese recurso. Tal capacidad también ayuda a regular los caudales en épocas de crecida. Un cambio de uso de suelo de un ecosistema natural, por ejemplo, para agricultura, produce una pérdida de caudal en época de sequía y aumenta los flujos pico (crecidas).

*Control de la sedimentación:* los ecosistemas naturales protegen al suelo de los efectos erosivos del viento o la escorrentía. Las raíces de la vegetación natural ayudan a mantener el suelo aglutinado y firme para que no se evacúe con lluvias y corrientes de agua o viento. Mantener una baja concentración de sedimentos en el agua es beneficioso para operar embalses de agua potable y generar hidroelectricidad, así como para mantener canales de riego en una condición óptima. El cambio de uso de suelo (por ejemplo, de vegetación natural a campos agrícolas) frecuentemente ocasiona aumentos en la producción de sedimentos. En estudios y modelaciones de cambio de uso de suelo, se ha encontrado que la cantidad de sedimentos se incrementa entre dos y diez veces en comparación con la que se tenía cuando se contaba con vegetación natural (Poulenard et al. 2001).

*Calidad de agua:* la vegetación natural funge de filtro y de barrera para evitar la contaminación de agua proveniente de fertilizantes u otros contaminantes producidos por agricultura o ganadería mal manejada. La vegetación tiene la capacidad de absorber varias sustancias y almacenarlas en sus tejidos, o transformarlas en otras menos peligrosas. También atrapa sólidos en suspensión, que pueden tener contaminantes pegados a ellos. La vegetación riparia es de gran importancia al ser la última barrera protectora que evita que la contaminación entre a los arroyos o a los ríos. La vegetación natural en una cuenca y, en particular, los bosques riparios y humedales, ayudan a mantener una buena calidad de agua, lo

que implica un ahorro en costos de tratamiento de este recurso y menor posibilidad de que las poblaciones humanas contraigan enfermedades por contaminación.

*Otros servicios hidrológicos:* la vegetación natural provee beneficios adicionales que pueden ser importantes en ciertas áreas. Por ejemplo, en bosques de neblina, la vegetación intercepta la niebla, lo que produce un aumento en la cantidad de agua que entra al sistema hidrológico. Este efecto puede ser particularmente importante para zonas en donde la disponibilidad de agua es estacional y hay déficit en épocas secas. En otros casos, hay sitios donde la vegetación natural es de gran importancia para ayudar a infiltrar agua en acuíferos.

## El reto del financiamiento para restauración de bosques

A pesar de los grandes beneficios que trae la restauración de bosques, dichos esfuerzos aún son pocos, en especial si comparamos el avance en hectáreas restauradas frente a los 2000 millones con oportunidad de restauración. Una de las principales limitaciones para poder implementar esta estrategia a la escala requerida es el financiamiento, reto particularmente importante para los países en vías de desarrollo, donde las inversiones pública y privada son limitadas. Lograr el nivel de financiamiento necesario para solucionar los problemas de degradación de tierras requiere acudir a una diversidad de fuentes: públicas, privadas o filantrópicas (Ding et al. 2017). A continuación, se presenta una lista ilustrativa de fuentes y tipos de financiamiento que pueden estar disponibles para restaurar bosques.

*Fuentes públicas:* incluyen recursos financieros provenientes de entidades gubernamentales, sean nacionales, federales o locales (municipios, provincias, estados); recursos de bancos multilaterales (por ejemplo, Banco Mundial, Banco Interamericano de Desarrollo); recursos de cooperación multi o bilateral (por ejemplo, Usaid o DFID); fuentes de financiamiento vinculadas a convenciones o acuerdos internacionales (por ejemplo, Fondo Verde para el Clima [GCF por sus siglas en inglés], Fondo para el Medio Ambiente Mundial [FMAM]). En general, estos

recursos tienen el objetivo de contribuir a la sociedad, proporcionando beneficios sociales, económicos o ambientales. También hay entidades vinculadas al sector público que invierten en proyectos de restauración para lograr retornos financieros o reducir riesgos en sus operaciones con el fin de evitar pérdidas económicas (por ejemplo, empresas públicas de agua que invierten en protección de fuentes hídricas).

*Fuentes privadas:* son recursos que provienen de fuentes no gubernamentales, principalmente empresas o inversionistas privados. En general, buscan un retorno financiero por su inversión. Algunos ejemplos de este tipo de financiamiento son: inversionistas que buscan réditos a través de productos derivados de la restauración, como la madera; empresas que invierten en proyectos de restauración de ecosistemas para reducir riesgos vinculados a su operación (por ejemplo, aquellos relacionados con la mala calidad de agua) o que establecen metas de sostenibilidad que son importantes para su negocio (por ejemplo, inversiones para reducir la huella de carbono o la huella hídrica); e inversiones de impacto, o *impact investments*, que buscan tanto retornos financieros como beneficios sociales o ambientales.

*Fuentes filantrópicas privadas:* son recursos financieros de origen privado con los que se desea apoyar temas sociales o ambientales sin buscar un retorno financiero. En esta categoría encontramos, por ejemplo, a fundaciones privadas filantrópicas o individuos que deciden destinar sus recursos a proyectos que brinden este tipo de beneficios. Adicionalmente, en esta categoría están movimientos u organizaciones filantrópicas de la sociedad civil que consiguen fondos de sus miembros para destinarlos a proyectos sociales o ambientales.

En definitiva, los fondos de agua representan un mecanismo que aporta a reducir el riesgo hídrico a través de inversiones en protección, restauración y mejor manejo de ecosistemas. Conseguir los recursos financieros necesarios para implementar proyectos de restauración a una escala significativa requiere de una labor con todas las fuentes de financiamiento disponibles. A continuación, se presenta el caso de los fondos de agua como un ejemplo viable que puede atraer financiamiento para implementar proyectos de restauración a escala y con una visión a largo plazo.



## Fondos de agua

Los fondos de agua son organizaciones que diseñan e impulsan mecanismos financieros y de gobernanza, articulando actores públicos, privados y de la sociedad civil, con el fin de contribuir a la seguridad hídrica y al manejo sustentable de una cuenca a través de soluciones basadas en la naturaleza.

Para lograr esto, los fondos de agua:

- Aportan evidencia científica que contribuye a mejorar el conocimiento sobre la seguridad hídrica.
- Desarrollan una visión compartida y práctica sobre la seguridad hídrica.
- Convocan a distintos actores que, mediante la acción colectiva, buscan generar la voluntad política necesaria para lograr impactos significativos, positivos y de magnitud.
- Influyen positivamente en la gobernanza del agua y en los procesos de toma de decisión.
- Promueven e impulsan la implementación de proyectos de infraestructura natural y otros planes innovadores en las cuencas.
- Ofrecen un vehículo atractivo para invertir recursos de manera costoeficiente en las fuentes de agua de las cuencas.

Los fondos de agua atraen contribuciones financieras de grandes usuarios de los sectores público y privado, y de la sociedad civil, que se encuentran cuenca abajo. Dichas contribuciones se invierten en proteger y restaurar ecosistemas cuenca arriba que son vitales, pues filtran y regulan el suministro de agua, minimizando también efectos de eventos climáticos extremos. Al ser entidades independientes que cuentan con juntas directivas donde participan activamente diversos tipos de actores (usuarios, productores, gobiernos locales, empresas, organizaciones no gubernamentales, etc.), los fondos de agua contribuyen a fortalecer la gobernanza y la transparencia en la gestión del recurso.

Los mencionados fondos brindan a los socios de los sectores públicos y privados un escenario para contribuir a la sostenibilidad del territorio bajo la premisa del valor compartido con las comunidades, la posibilidad de

reducir riesgos asociados a la provisión hídrica, una plataforma de gestión integral público/privada y una oportunidad para invertir recursos en áreas que efectivamente ayudan a mitigar los riesgos vinculados con el agua.

Desde hace más de 15 años, The Nature Conservancy (TNC) ha trabajado en el diseño e implementación de fondos de agua como un mecanismo financiero para la conservación de cuencas. Se trata de un modelo innovador para invertir recursos en preservar y restaurar cuencas estratégicas, así como para promover un modelo de gestión y gobernanza que fomente la restauración ecológica. Desde la creación del primer fondo de agua en Quito, Ecuador, en el 2000, en colaboración con la Empresa de Agua de Quito y el Municipio de Quito, TNC ha involucrado a más de 100 socios en el desarrollo y manejo de fondos de agua. A la fecha, se han creado más de 30 fondos en el mundo. La experiencia ha demostrado que es un modelo altamente efectivo para resguardar la seguridad hídrica y suficientemente flexible como para adaptarlo a las realidades de cada localidad, ciudad, país y cuenca.

Con el objeto de potenciar y escalar los fondos de agua en Latinoamérica, en 2011 se creó la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua (2019). Es un acuerdo entre el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), Fundación Femsa, el FMAM, la Iniciativa Internacional de Protección del Clima (IKI) y TNC, con el fin de contribuir a la seguridad hídrica de América Latina y el Caribe a través de la creación y fortalecimiento de fondos de agua. Las principales acciones de la Alianza se enfocan en los siguientes puntos:

- El conocimiento científico para alcanzar y mantener la seguridad hídrica a través de soluciones basadas en la naturaleza.
- La sistematización, gestión y difusión de conocimiento.
- El desarrollo de capacidades y acompañamiento técnico.
- La promoción del diálogo entre actores relevantes de la región de manera incluyente para crear una visión sistémica compartida e impulsar la acción colectiva.
- La participación activa en el diseño de la gobernanza del agua, las políticas públicas y las prácticas corporativas para que los fondos puedan operar y fortalecerse.
- La movilización de recursos de fuentes públicas y privadas.

En Ecuador, se han creado y están en funcionamiento los siguientes fondos de agua:

*Fondo para la Protección del Agua (Fonag)*: creado en 2000 con el fin de contribuir a garantizar agua en calidad y cantidad a más de 2,5 millones de habitantes en el Distrito Metropolitano de Quito y a sus futuras generaciones, sin descuidar su derecho al desarrollo. Con este propósito, el Fonag ejecuta, financia y cofinancia procesos que contribuyan a la protección, conservación, mantenimiento y recuperación de las fuentes hídricas desde donde se abastece de agua al Distrito Metropolitano de Quito (Fonag 2019).

*Fondo del Agua para la Conservación de la Cuenca del Río Paute (Fonapa)*: creado en 2008. Su objetivo es coadyuvar a la conservación, protección, preservación y recuperación del recurso hídrico y entorno ecológico presentes en la cuenca del río Paute (Fonapa 2019).

*Fondo de Páramos Tungurahua y Lucha contra la Pobreza (2019)*: creado en 2008. Tiene el objetivo de financiar y cofinanciar permanentemente procesos que contribuyan a la protección, conservación, mantenimiento y recuperación de las fuentes hídricas de la provincia, con el objetivo de asegurar agua en calidad y cantidad suficiente para las futuras generaciones, sin descuidar el derecho al desarrollo de los seres humanos que habitan junto a los espacios de conservación.

*Fondo Regional del Agua (Foragua)*: creado en 2009. Su objetivo es conservar, proteger y recuperar los servicios ambientales y biodiversidad de los ecosistemas frágiles y degradados de Loja, El Oro y Zamora Chinchipe (Foragua 2019).

*Fondo para la Conservación del Agua de Guayaquil*: creado en 2015 con el objetivo de proteger y recuperar la cuenca del río Daule, que abastece de agua a Guayaquil y a otros importantes municipios de la Costa de Ecuador.

Cabe resaltar que hay varias iniciativas que buscan crear este tipo de mecanismos en otros sitios del país. A futuro se espera contar con más fondos de agua en Ecuador.

## Fondos de agua como elementos de sostenibilidad para acciones de restauración

La sostenibilidad financiera es un elemento clave para implementar acciones de restauración. Uno de los principales objetivos de los fondos de agua es establecer una labor de manejo integrado de cuencas a largo plazo, para lo cual es necesario asegurar un flujo financiero permanente.

Contar con recursos financieros a largo plazo posibilita:

- Diseñar una estrategia de intervención de acciones de restauración en las áreas más aptas y que, además, permita identificar los beneficios vinculados a servicios hidrológicos, carbono, biodiversidad, etc. que traerán dichas acciones.
- Realizar acuerdos con los propietarios de la tierra para establecer las acciones de restauración con una visión de mediano y largo plazos.
- Implementar y mantener acciones de restauración a través de los años.
- Establecer un programa de monitoreo de impacto que permita medir los beneficios tanto ambientales como socioeconómicos de las acciones de restauración.

Hay varios elementos que han contribuido a que los fondos de agua sean considerados como mecanismos atractivos y viables para la consecución de recursos financieros a largo plazo.

*Acción colectiva:* los fondos de agua promueven una acción colectiva para contribuir a la seguridad hídrica a través de intervenciones basadas en naturaleza. Los fondos de agua pueden incluir a empresas de provisión de agua potable y de generación hidroeléctrica, entidades privadas como embotelladoras de agua, organizaciones de conservación y organizaciones académicas. Este esquema de acción colectiva ha sido muy efectivo para conseguir recursos de cooperación internacional o de fundaciones que apoyan temas ambientales.

*Estructura financiera transparente:* una de las grandes fortalezas de los fondos de agua es que se manejan a través de mecanismos financieros seguros, transparentes y que se pueden mantener a través del tiempo.

Adicionalmente, los fondos de agua tienen el compromiso de reportar periódicamente acerca de temas financieros y técnicos. Los recursos generados por los fondos solo pueden ser usados para los propósitos establecidos en su creación. El ente administrador, por ejemplo, el fideicomiso, tiene la responsabilidad de velar por la adecuada utilización del dinero. Esto genera confianza por parte de los aportantes y permite una rendición de cuentas transparente.

*Articulación con políticas públicas:* estas herramientas financieras permiten complementar los esfuerzos establecidos por los diferentes gobiernos en torno a la protección de los recursos naturales, con el fin de garantizar el desarrollo sostenible a través del esfuerzo conjunto y coordinado del Estado, la comunidad, las organizaciones no gubernamentales y el sector privado. Esto permite direccionar importantes recursos financieros a proyectos comunes que se ejecutan bajo una visión conjunta.

*Innovación en esquemas financieros:* varios fondos de agua han logrado establecer fondos patrimoniales que generan rendimientos financieros. Adicionalmente, han podido canalizar recursos vinculados a temáticas innovadoras, como fondos corporativos vinculados a metas de sostenibilidad ambiental (por ejemplo, la búsqueda de un balance en el uso de agua por parte de empresas). También se pueden explorar nuevas oportunidades de captación de recursos financieros, como inversiones de impacto (*impact investments*), incorporación de la protección de infraestructura verde en préstamos de bancos multilaterales vinculados a la construcción de infraestructura gris, trabajo con compañías aseguradoras para reducir riesgos de inversiones o infraestructura, entre otros.

## Ejemplos exitosos de financiamiento para el manejo y restauración de cuencas

Hasta la fecha, los fondos de agua han conseguido significativos recursos financieros para su gestión, incluyendo rubros para invertir en acciones de protección y restauración de ecosistemas. The Nature Conservancy recopiló información sobre 32 iniciativas de fondos de agua en América Latina y

**Tabla 8.1. Fuentes de financiamiento para 32 fondos de agua en América Latina y el Caribe**

Tipo	USD	%
Recursos públicos	88 058 182	54
Recursos privados corporativos	27 904 159	17
Recursos de fuentes bilaterales o multilaterales	28 295 754	17
Recursos vinculados a la sociedad civil	7 481 426	5
Otros recursos privados no corporativos	11 506 719	7
<b>Total</b>	<b>163 246 240</b>	<b>100</b>

*Fuente:* Programa fondos de agua de The Nature Conservancy.

el Caribe. Estas incluyen fondos en etapa de factibilidad o diseño, así como otros ya en operación. De estas iniciativas, 20 ya están ejecutando acciones en campo y han logrado implementar más de 200 000 ha en acciones directas en el territorio vinculadas a manejo de cuencas. Si bien en la mayoría de estas hectáreas se han realizado acciones de protección, la necesidad de restaurar cuencas degradadas es muy importante. Al momento, aproximadamente un 8 a 10 % de las hectáreas trabajadas corresponden a esfuerzos de restauración de áreas degradadas.

Estas iniciativas y fondos en operación han sido exitosos al movilizar recursos de varios actores. La tabla 8.1 presenta datos agregados sobre sus fuentes de financiamiento.

En esta tabla se puede observar que las iniciativas vinculadas a fondos de agua han sido exitosas en obtener recursos de diversas fuentes, y es un buen reflejo de las oportunidades de financiamiento para acciones de restauración de bosques. Si bien muchos de estos recursos han estado destinados a establecer el fondo de agua respectivo, en los últimos años la cantidad de recursos invertidos en intervenciones de campo, incluyendo acciones de restauración, se ha incrementado.

A continuación se describen los diferentes tipos de financiadores, inversionistas o donantes que han aportado a los fondos de agua analizados.

*Recursos públicos:* dentro de esta categoría están las empresas públicas operadoras de agua. Por ejemplo, en el caso de Colombia, Empresas Públicas de Medellín (EPM) ha sido una fuente de financiamiento para el

Fondo de Agua Cuenca Verde, así como para implementar acciones de protección y restauración de ecosistemas. En el caso de Ecuador, la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento de Quito ha sido la fuente de financiamiento más importante para el Fonag. Otras fuentes de recursos importantes para los fondos de agua han sido empresas hidroeléctricas, gobiernos subnacionales y empresas eléctricas.

*Recursos privados corporativos:* los recursos privados vinculados al sector empresarial son una oportunidad de financiamiento que ha crecido en los últimos años. El sector corporativo invierte cada vez más en actividades relacionadas con el manejo de cuencas como una estrategia que contribuye a la sostenibilidad de su operación. Las inversiones en temas como protección y restauración de cuencas han dejado de estar asociadas exclusivamente a programas de responsabilidad social de las empresas. En particular, el sector empresarial reconoce la importancia de estas inversiones para reducir riesgos. Un desempeño sostenible por parte de las empresas conduce a un mejor manejo del riesgo al evitar costos, mejorar la seguridad en el abastecimiento de agua y proteger la reputación al mantener relaciones positivas con la comunidad vecina y los otros usuarios de agua en la cuenca (Rozza et al. 2013). Un ejemplo importante de iniciativas corporativas que invierten en acciones vinculadas al manejo de cuencas son las de balanceo de agua. Estas buscan retornar a la naturaleza volúmenes del recurso equivalentes a los usados en la elaboración de sus productos. Empresas como Coca-Cola (2018) y Pepsico (2019) han establecido metas cuantificables vinculadas a una gestión corporativa del agua y han destinado importantes recursos para este tipo de iniciativas. TNC colabora con estas dos empresas para implementar acciones de conservación y restauración de ecosistemas naturales.

*Recursos multilaterales y bilaterales:* varias agencias de cooperación y bancos de desarrollo colaboran con los fondos de agua. En el caso de la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua, el BID ha sido un aliado técnico y financiero de gran importancia. Por ejemplo, ha gestionado recursos de cooperación para apoyar a los fondos de agua como agencia implementadora del FMAM. Otras agencias de cooperación, por ejemplo Usaid, han sido fuentes importantes de financiamiento para el trabajo de fondos de agua.

*Recursos de la sociedad civil, ONG, fundaciones e individuos:* si bien estos recursos contribuyen con un menor porcentaje del financiamiento, son de gran importancia por su flexibilidad y visión filantrópica. Se trata de recursos cuya consecución, en general, implica procedimientos más sencillos. Además, tienden a ser más flexibles en el tipo de gastos elegibles y pueden ayudar a apalancar otros recursos. TNC, por ejemplo, ha logrado conseguir recursos de filantropía de donantes de Estados Unidos interesados en contribuir a resolver problemas globales, como pérdida de biodiversidad, cambio climático y gestión de agua. Esto incluye campañas que buscan conseguir donantes que contribuyan a la restauración de bosques. Por ejemplo, Plant a Billion Trees (Plantar mil millones de árboles) (The Nature Conservancy 2019) es una campaña de TNC que busca apoyar esfuerzos de restauración en Brasil, Estados Unidos y China, que ha logrado movilizar más de USD 19 millones.

## Fondos de agua y su potencial de escalamiento

Esquemas financieros basados en reconocer el beneficio que brinda la naturaleza al bienestar humano están cobrando mayor importancia a nivel mundial. En publicaciones recientes, TNC ha explorado el gran potencial de expansión que tienen iniciativas similares a los fondos de agua (McDonald y Shemie 2014; Abell et al. 2017). En particular, el análisis enfoca la posible contribución socioeconómica y ambiental de acciones dirigidas a proteger las fuentes abastecedoras de agua de 4000 ciudades grandes a nivel mundial. Se encontró que las diversas acciones de protección de fuentes hídricas podrían:

- Proveer un beneficio en términos de calidad de agua a cuatro de cada cinco ciudades a través de la reducción de contaminación por sedimentos y nutrientes como resultado de protección o restauración de bosques y mejores prácticas agrícolas.
- Reducir riesgos a pesquerías e incrementar ingresos para el 10 al 12 % de la población global que depende de la acuicultura como medio de sustento económico.



- Ayudar a mitigar el exceso de nutrientes en más de 200 áreas costeras que sufren de eutrofización y zonas muertas.
- Fortalecer la conservación de biodiversidad, reduciendo el riesgo de extinción de más de 5400 especies terrestres de animales.
- Contribuir con un 16 % a la mitigación de cambio climático necesaria para mantener el incremento de temperatura global en menos de 2 °C hasta 2050.
- Resguardar un 5 % del valor global de la agricultura mediante la protección y restauración de hábitat para polinizadores.
- Mejorar la calidad de vida de 780 millones de personas que no tienen acceso a fuentes seguras de agua.
- Mejorar la calidad de vida de 78 millones de agricultores y ganaderos.

Si, por ejemplo, 2000 de estas ciudades establecieran fondos de agua o mecanismos similares, y cada una lograra implementar al menos 1000 ha de restauración, se restauraría un total de 2 millones de ha. El potencial real es mucho mayor, pues muchas de estas ciudades requieren de una escala mayor de intervención para restaurar la degradación de sus cuencas. Si el promedio de hectáreas restauradas por cuenca es de 10 000, entonces la superficie restaurada rondaría los 20 millones de ha, aproximadamente 5 % del total planteado por el Reto de Bonn.

## Conclusiones y recomendaciones

Los fondos de agua son una oportunidad para financiar e implementar acciones de restauración de bosques a una escala significativa. A continuación, se discuten algunos factores que pueden contribuir al éxito durante la búsqueda de financiamiento para dichos fondos:

- Vincular la estrategia de restauración a beneficios específicos asociados a servicios ecosistémicos pertinentes como agua, carbono, productos del bosque, etc. Por ejemplo, TNC estimó que con la restauración de

14 300 ha de tierras degradadas en la cuenca abastecedora de Sao Paulo se puede reducir la sedimentación en un 50 %, lo cual significa un ahorro de USD 2,5 millones y una disminución del costo de tratamiento de agua en 15 % durante 10 años.

- Impulsar un esquema de acción colectiva mediante el cual varios interesados puedan aportar a una misma estrategia de restauración. Buscar esquemas que combinen financiamiento (por ejemplo, público y privado) y aportes de varios tipos de actores permite implementar proyectos a mayor escala. Si bien hacer confluir a varios actores en una misma mesa puede tomar más tiempo, el resultado final genera mayores recursos disponibles para intervención en campo.
- Impulsar políticas públicas que provean incentivos y financiamiento para restauración, como crear esquemas de pago por servicios ecosistémicos, incluir costos del manejo de la cuenca en las tarifas de provisión de agua y establecer ordenanzas u otro tipo de regulación pública que fomente la restauración de bosques. Las políticas públicas también deben incentivar la inversión privada. El Municipio de Quito, por ejemplo, tiene un programa de distinción ambiental que reconoce el trabajo de empresas privadas que realizan buenas prácticas ambientales y, con ello, aportan a la reducción de las huellas ambientales (Secretaría de Ambiente del Distrito Metropolitano de Quito 2019).
- Trabajar con el sector corporativo para promover una gestión ambiental, de agua y de clima que traiga beneficios a la sociedad y a las empresas. Conceptos como el valor compartido (*shared value*) están siendo adoptados por varias compañías a nivel mundial. Muchas están incluyendo en sus metas de sostenibilidad la reducción de la huella de carbono o de la huella de agua. Esto es una oportunidad para que las empresas se involucren activamente en proyectos de restauración que les permitan reducir sus huellas, o contribuir a varios beneficios compartidos con la sociedad. El sector de bebidas, por ejemplo, ha sido pionero en establecer proyectos a largo plazo con el objetivo de reducir el riesgo hídrico y tener mejores prácticas ambientales (como referencia, ver BIER [Beverage Industry Environmental Roundtable]). Hay varias iniciativas a escala global que buscan promover estas buenas prácticas

corporativas (Pacto Global, Ceres, CEO Water Mandate). Conocer y difundir estos esfuerzos incentivará a que cada vez más actores del sector corporativo aporten a estos proyectos.

- Reconocer la importancia del sector académico y de investigación y trabajar con este para implementar estrategias de restauración científicas que traigan los mayores beneficios posibles. Una estrategia de restauración con sólida base técnica atraerá más inversiones, dará más seguridad a los financiadores y, por supuesto, tendrá mejores resultados.
- Finalmente, el tema más importante para la sostenibilidad y para que el proyecto tenga éxito es que las comunidades locales y/o los propietarios de las tierras en donde se va a trabajar estén totalmente involucrados y perciban los beneficios. En este sentido, es importante que los proyectos identifiquen y comuniquen los beneficios asociados en términos de servicios ecosistémicos, especialmente aquellos que pueden favorecer a las comunidades locales.

## Referencias

- Abell, Robin, Nigel Asquith, Giulio Boccaletti, Leah Bremer, Emily Chapin, Andrea Erickson-Quiroz, Jonathan Higgins, Justin Johnson, Shiteng Kang, Nathan Karres, Bernhard Lehner, Rob McDonald, Justus Raeppe, Daniel Shemie, Emily Simmons, Aparna Sridhar, Kari Vigerstøl, Adrian Vogl y Sylvia Wood. 2017. *Beyond the Source: The Environmental, Economic and Community Benefits of Source Water Protection*. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua. 2019. “¿Qué es la alianza?”. <https://bit.ly/2lwz8J>
- Céleri, Rolando, y Jan Feyen. 2009. “The Hydrology of Tropical Andean Ecosystems: Importance, Knowledge Status, and Perspectives”. *Mountain Research and Development* 29 (4): 350-55. doi:10.1659/mrd.00007
- Coca-Cola. 2018. “Collaborating to Replenish the Water We Use”. 29 de agosto. <http://bit.ly/2PABead>

- Ding, Helen, Sofia Faruqi, Andrew Wu, Juan Carlos Altamirano, Andrés Anchondo Ortega, Michael Verdone, René Zamora Cristales, Robin Chazdon y Walter Vergara. 2017. *Roots of Prosperity: The Economics and Finance of Restoring Land*. Washington D.C.: World Resources Institute. <https://bit.ly/2Nk5dmY>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015*. Roma: FAO. <https://bit.ly/25xNXhL>
- 2018. *The State of the World's Forests 2018: Forest Pathways to Sustainable Development*. Roma: FAO. <https://bit.ly/2zhrs7e>
- Faruqi, Sofia, Andrew Wu, Erik Brolis, Andrés Anchondo Ortega y Alan Batista. 2018. *The Business of Planting Trees: A Growing Investment Opportunity*. Washington D.C.: World Resources Institute / The Nature Conservancy. <https://bit.ly/2lQBZ2X>
- Fonag (Fondo para la Protección del Agua). 2019. “El Fondo”. <https://bit.ly/2lUTFKR>
- Fonapa (Fondo del Agua para la Conservación de la cuenca del Río Paute). 2019. “Conócenos”. <https://bit.ly/2ksScev>
- Fondo de Páramos Tungurahua y Lucha contra la Pobreza. 2019. “Fondo de Páramos Tungurahua y Lucha contra la Pobreza”. <https://bit.ly/2lWISzY>
- Foragua (Fondo Regional del Agua). 2019. “Fondo Regional: 80 años para hacer la diferencia en la conservación del agua y los bosques”. <https://bit.ly/2k2cgnQ>
- McDonald, Robert I., y Daniel Shemie. 2014. *Urban Water Blueprint: Mapping Conservation Solutions to the Global Water Challenge*. Washington D.C.: The Nature Conservancy. <https://bit.ly/2ltJfSr>
- Pepsico. 2019. “Water Stewardship”. <https://bit.ly/2NB1h18>
- Poulenard, Jérôme, Pascal Podwojewski, Jean-Louis Janeau y Jean Collinet. 2001. “Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian *Páramo*: effect of tillage and burning”. *Catena* 45 (3): 185-207. doi:10.1016/S0341-8162(01)00148-5

- Rozza, Joe P., Brian D. Richter, Wendy M. Larson, Todd Redder, Kari Vigerstol y Paul Bowen. 2013. "Corporate Water Stewardship: Achieving a Sustainable Balance". *Journal of Management and Sustainability* 3 (4): 51-52. doi:10.5539/jms.v3n4p41
- Scholes, Robert, Luca Montanarella, Anastasia Brainich, Nicole Barger, Ben ten Brink, Matthew Cantele, Barend Erasmus, Judith Fisher, Toby Gardner, Timothy G. Holland, Florent Kohler, Janne S. Kotiaho, Graham Von Maltitz, Grace Nangendo, Ram Pandit, John Parrotta, Matthew D. Potts, Stephen Prince, Mahesh Sankaran y Louise Willemsen, eds. 2018. *The assessment report on land degradation and restoration: summary for policymakers*. Bonn: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services Secretariat. <https://bit.ly/2tKdGow>
- Secretaría de Ambiente del Distrito Metropolitano de Quito. 2019. "Distinción Ambiental Metropolitana Quito Sostenible DAM-QS". <https://bit.ly/2ltQUQH>
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2019. "Bonn Challenge: The Challenge. A Global Effort". <https://bit.ly/1L9c20M>
- The Nature Conservancy. 2019. "Plant a Billion Trees". <https://bit.ly/2PdEtTO>
- Verdone, Michael, y Andrew Seidl. 2017. "Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 25 (6): 903-11. doi:10.1111/rec.12512
- WEF (Foro Económico Mundial). 2018. *Global Risks Report 2018*. 13.<sup>a</sup> ed. Ginebra: WEF. <https://bit.ly/2EOF8EM>

## Autoras y autores

**Nikolay Aguirre.** Doctor en Ciencias Forestales por la Universidad Técnica de Múnich. En la actualidad se desempeña como rector de la Universidad Nacional de Loja, donde fue docente-investigador y director del Programa de Investigaciones en Biodiversidad. Ha participado y liderado investigaciones sobre ecología, manejo, restauración y cambio climático en ecosistemas tropicales en varios países de Latinoamérica.

**Inty Arcos.** Biólogo con énfasis en Ecología y Desarrollo Sostenible por la Universidad Latina de Costa Rica. Tiene estudios de posgrado en Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas por el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Es investigador y técnico asociado de Fundación Imaymana y Condesan. Es coordinador técnico de la Mancomunidad de la Biorregión del Chocó Andino. Ha liderado proyectos de conservación, investigación y producción sostenible en el noroccidente de la provincia de Pichincha por más de 15 años.

**Silvia Benítez-Ponce.** Magíster en Gerencia Ambiental por Yale University. Es especialista en servicios ecosistémicos y conservación de biodiversidad. Cuenta con más de 18 años de experiencia. Es autora de varias publicaciones relacionadas con servicios ecosistémicos y fondos de agua. En la actualidad se desempeña como gerente de seguridad hídrica para la región de América Latina de The Nature Conservancy.

**Teodoro Bustamante.** Doctor en Ciencias Sociales por la Universidad de Salamanca. Es docente en la Universidad Católica del Ecuador y profesor-investigador de la Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, FLACSO, donde ha sido coordinador de la maestría en Estudios Socioambientales. Antropólogo de profesión, fue director ejecutivo nacional de Fundación Natura entre 1994 y 1999. Su trabajo académico se enfoca en la antropología económica y la ecología humana.

**Antonio Crespo.** Doctor en Ecología por la University of Florida y un máster en Ciencias en Manejo de Recursos por la Universidad Técnica de Múnich. Actualmente, se desempeña como coordinador de la Escuela de Biología y director del Laboratorio de Plantas Nativas de la Universidad del Azuay. Su trabajo se enfoca en la investigación sobre ecología y manejo de flora nativa de los Andes aplicada a la restauración de ecosistemas del Azuay.

**Ian Cummins.** Magíster en Manejo Forestal por la Universidad de Yale. Ha liderado una variedad de iniciativas relacionadas con la conservación, el desarrollo rural y el manejo forestal en Indonesia y América Latina. En Ecuador, cumplió funciones como director de paisajes de la Fundación Runa. Actualmente, es el director administrativo de Sacred Forests LLC, una empresa dedicada a la gestión forestal sostenible y la promoción de cadenas de valor agrícolas.

**Nina Duarte.** Ingeniera forestal con una maestría en Agroforestería Tropical por el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. Es técnica e investigadora de la Fundación Imaymana en el área de restauración ecológica. Es autora del “Protocolo de monitoreo de áreas de restauración ecológica en los bosques montanos del Ecuador” y coautora y editora de la “Guía para la restauración de bosques montanos tropicales”, ambos publicados por Condesan.

**Sara María Gómez de la Torre Arias.** Magíster en Estudios Socioambientales por FLACSO-Ecuador y una licenciatura en Relaciones Internacionales

por la Universidad San Francisco de Quito. Es autora de varios artículos sobre deforestación en la Amazonía ecuatoriana. Actualmente, se dedica a la consultoría independiente, con enfoque en relaciones internacionales, interculturalidad, desarrollo local y comunicación.

**Sven Günter.** Ph. D. en Ciencias Forestales por la Universidad de Göttingen. Es profesor en el Departamento de Ecología y Manejo de Ecosistemas en la Universidad Técnica de Múnich y director de Silvicultura Global en el Instituto Thünen de Silvicultura Internacional y Economía de Bosques, en Hamburgo, Alemania. Entre 2001 y 2010 fue coordinador científico de programas de investigación sobre ecología forestal en la Estación Biológica San Francisco.

**Patrick Hildebrandt.** Investigador en el Departamento de Ecología y Manejo de Ecosistemas en la Universidad Técnica de Múnich, donde lideró el proyecto “Reforestación en pastos abandonados en un bosque tropical de montaña en el sur del Ecuador”, llevado a cabo en la Estación Biológica San Francisco.

**Diana Inga.** Bióloga por la Universidad del Azuay. Actualmente se desempeña como técnica principal en el Laboratorio de Plantas Nativas de esa institución. Realiza investigaciones en ecología de germinación de especies leñosas nativas de los Andes y tiene bajo su responsabilidad el diseño y monitoreo de parcelas experimentales en ecosistemas degradados de Azuay.

**María Fernanda López.** Ph. D. en Geografía Humana, con especialización en Geografía Cultural de Montaña; realizó sus estudios doctorales en la Universidad de Regensburg, Alemania. En la actualidad es profesora-investigadora titular de FLACSO, Ecuador. Investiga problemáticas ambientales, sociales y territoriales en sistemas andinos, con énfasis en vinculaciones entre gobernanza, cambios de uso de suelo y gestión territorial.

**Ximena Palomeque.** Doctora en Ciencias Forestales por la Universidad Técnica de Múnich. Es docente e investigadora de la Facultad de Ciencias



Agropecuarias y del Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales de la Universidad de Cuenca. Es responsable del Laboratorio de Semillas de Especies Nativas. Sus líneas de investigación son: ecología de semillas, ecología de plantas nativas y la restauración de bosques.

**Manuel Peralvo.** Geógrafo ambiental con estudios en la Escuela Politécnica del Ejército de Ecuador y la Universidad de Texas, en Austin. Coordina el Área de Modos de Vida y Paisajes Sostenibles de Condesan, donde implementa enfoques integrados de investigación para el desarrollo, con componentes de sostenibilidad, gobernanza, enfoque ecosistémico y uso de información geográfica para la gestión del territorio.

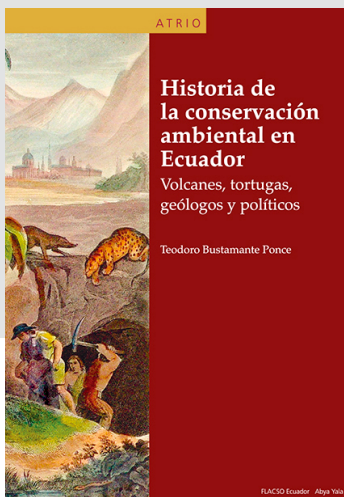
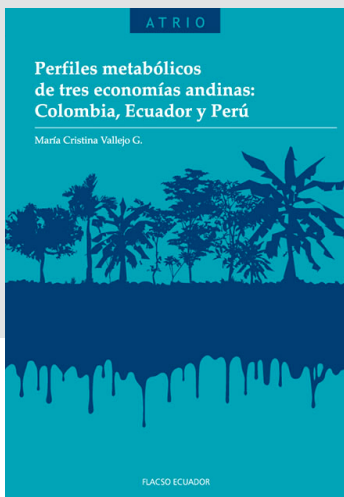
**Jorge Rivas.** Biólogo graduado de la Universidad Católica del Ecuador (PUCE). Con más de 25 años de experiencia en diversos aspectos de conservación y desarrollo sustentable en el país, actualmente se desempeña como gerente senior de Bosques y Agua Dulce de WWF-Ecuador. Es miembro de la Comisión Mundial de Áreas Protegidas de la UICN. Su trabajo en los últimos años se ha concentrado en temas como áreas protegidas, territorios indígenas, cambio climático, recursos forestales, entre otros.

**Bernd Stimm.** Doctor en Ciencias Forestales por la Universidad Técnica de Múnich, donde actualmente se desempeña como profesor asistente de Silvicultura. Ha trabajado como consultor internacional y docente universitario en Laos, Malasia, Nigeria y Ecuador. Sus intereses se enfocan en la ecología y la propagación de semillas. En Ecuador fue investigador principal en un proyecto de reforestación con especies nativas financiado por la Fundación Alemana para la Investigación.

**Michael Weber.** Ph. D. en Ciencias Forestales por la Universidad de Friburgo. Actualmente jubilado, fue profesor de Silvicultura y decano académico de la Escuela de Ciencias Forestales y Manejo de Recursos en la Universidad Técnica de Múnich. Sus áreas de interés son: silvicultura, manejo de bosques para mitigación de cambio climático, agroforestería y rehabilitación de tierras degradadas en los trópicos.

**Jorje I. Zalles.** Magíster en Estudios Socioambientales por FLACSO-Ecuador. Es docente en la Universidad San Francisco de Quito, donde dicta cursos de ciencias naturales. Ha trabajado en conservación de aves, políticas de sustentabilidad y responsabilidad social corporativa en más de diez países. Es autor de varias publicaciones técnicas, incluyendo un atlas mundial de migración de aves rapaces (*BirdLife Conservation Series* n.º 9).

# Explora, en acceso abierto, otros títulos relacionados



Más libros de Editorial FLACSO Ecuador, aquí





Nuestro planeta enfrenta uno de los más grandes retos ambientales: la continua pérdida del hábitat natural en estado silvestre, flagelo que empobrece la diversidad biológica y restringe la oferta de servicios ecosistémicos. No obstante, existen también esfuerzos de la comunidad académica, los sectores público y privado y la sociedad civil para recuperar los bosques andinos en Ecuador. En este libro se han recogido algunos casos para ilustrar los frutos ambientales, socioeconómicos y culturales de esos esfuerzos.

Restauración forestal es el concepto que abarca las acciones de recuperación de los bosques degradados o que han sufrido tala masiva. Los casos en este libro muestran dos facetas de esta labor: la ambiental, en la que se discute la viabilidad ecológica y biológica de la restauración, y la social, que está relacionada con las decisiones encaminadas a fortalecer esos esfuerzos.

Desde Pichincha a Zamora Chinchipe, esta obra ofrece una visión panorámica contemporánea de la lucha por restaurar los bosques en los Andes del Ecuador.