

Capítulo 28

Opciones de restauración para la Amazonía



Barcarena. Para: bacia de rejeitos da Alunorte, controlada pela Norsk Hydro (Foto Pedrosa Neto/Amazônia Real)



Science Panel for the Amazon



Sobre el Panel Científico por la Amazonía (PCA)

El Panel Científico por la Amazonía es una iniciativa sin precedentes convocada bajo los auspicios de la Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible (SDSN) de las Naciones Unidas. El SPA está compuesto por más de 200 científicos e investigadores destacados de los ocho países amazónicos, la Guayana Francesa y socios globales. Estos expertos se reunieron para debatir, analizar y ensamblar el conocimiento acumulado de la comunidad científica, los pueblos Indígenas y otros actores que viven y trabajan en la Amazonía.

El Panel está inspirado en el Pacto de Leticia por la Amazonía. Este es el primer informe de su tipo que proporciona una evaluación científica exhaustiva, objetiva, abierta, transparente, sistemática y rigurosa del estado de los ecosistemas de la Amazonía, las tendencias actuales y sus implicaciones para el bienestar a largo plazo de la región, así como oportunidades y opciones relevantes de políticas para la conservación y el desarrollo sostenible.

Informe de evaluación de Amazonía 2021, Derechos de autor ©2022, Panel Científico por la Amazonía. Traducido del inglés al español por iTranslate, con el generoso apoyo del Banco Mundial. Este informe se publica bajo una licencia Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0). ISBN: 978-1-7348080-4

Cita sugerida

Barlow J, Sist P, Almeida R, Arantes C, Berenguer E, Caron P, Cuesta F, Doria C, Ferreira J, Flecker A, Heilpern S, Kalamandeen M, Lees AL, Nascimento N, Peña-Claros M, Piloniot C, Pompeu PS, Souza C, Valentin JF. 2021. Capítulo 28: Opciones de restauración para la Amazonía. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieler S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/TLUC8874

INDEX

RESUMEN GRÁFICO	2
MENSAJES CLAVE	3
RESUMEN	4
28.1 INTRODUCTION	4
28.2 DEFINICIONES Y OBJETIVOS DE LA RESTAURACIÓN	4
28.2.1 RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS	5
28.2.2 RESTAURACIÓN FUNCIONAL	5
28.2.3 RENATURALIZACIÓN	5
28.2.4	5
28.3 TÉCNICAS Y OPCIONES DE RESTAURACIÓN TERRESTRE	6
28.3.1 RESTAURACIÓN DESPUÉS DE LA REMOCIÓN COMPLETA DEL SUELO	6
28.3.2 RESTAURACIÓN DE VEGETACIÓN EN TERRENOS DEFORESTADOS	8
28.3.3 RESTAURACIÓN DE BOSQUES DEGRADADOS	10
28.3.4 RESTAURACIÓN DE ACTIVIDADES ECONÓMICAS SOSTENIBLES EN TIERRAS DEFORESTADAS	14
28.3.4.1 Intensificación sostenible de pastos.....	14
28.3.4.2 Agroforestería o agrosilvicultura	15
28.3.4.3 Sistemas de barbecho agrícola	15
28.4 TÉCNICAS Y OPCIONES DE RESTAURACIÓN ACUÁTICA.....	16
28.4.1 RESTAURACIÓN DESPUÉS DE LA CONTAMINACIÓN	16
28.4.2 ELIMINACIÓN DE REPRESAS Y RESTAURACIÓN DE CICLOS DE FLUJO NATURAL Y CONECTIVIDAD	18
28.4.2.1 Restablecer la pesca y frenar la sobrepesca.....	19
28.4.2.2 Restauración de llanuras aluviales	20
28.5 INDICADORES DE ÉXITO.....	23
28.6 CONCLUSIÓN	23
28.7 REFERENCIAS.....	24

Resumen Gráfico



Remediación de la contaminación



Restauración de pesquerías



Reforestación



Evitar una mayor degradación



Restaurar la conectividad fluvial



Restaurar llanuras aluviales



Rehabilitación después de la minería



Restaurar actividades económicas

Figura 28.A Opciones de Restauración para la Amazonía. Fotografos: Nélio Saldanha, Amanda Lelis, Reinaldo Bozelli, Lilian Blanc, Alexander Lees, Jochen Schöngart, Nádia Pontes (de arriba a la izquierda a abajo a la derecha).

Opciones de restauración para la Amazonía

Jos Barlow^{a*}, Plinio Sist^{bc*}, Rafael Almeida^d, Caroline C. Arantes^e, Erika Berenguer^{a,f}, Patrick Caron^c, Francisco Cuesta^g, Carolina R. C. Doria^h, Joice Ferreiraⁱ, Alexander Flecker^c, Sebastian Heilpern^j, Michelle Kalamandeen^k, Alexander C. Lees^l, Marielos Peña-Claros^m, Camille Piconiotⁿ, Paulo Santos Pompeu^o, Carlos Souza^p, Judson F. Valentim^q

Mensajes clave

- La restauración abarca un amplio conjunto de objetivos relacionados con la práctica de recuperar la biodiversidad y las funciones y servicios de los ecosistemas, como son la calidad del agua, la captura de carbono y los medios de subsistencia de las personas. Abarca los ámbitos acuático y terrestre y va más allá de los ecosistemas naturales e incluye la recuperación de actividades económicas socialmente justas y sostenibles en tierras deforestadas.
- Dentro de los sistemas terrestres, las opciones de restauración específicas de un lugar incluyen acelerar la recuperación después de la minería, reforestar tierras deforestadas, facilitar la recuperación de bosques primarios degradados y restaurar, en tierras deforestadas, actividades económicas sostenibles a través de la intensificación agrícola, la agrosilvicultura o la mejora de los sistemas de barbecho.
- La restauración de los sistemas acuáticos requiere la aplicación de técnicas para remediar los hábitats acuáticos y terrestres contaminados, incluyendo aquellos afectados por la minería, el petróleo y el plástico; el desarrollo y hacer cumplir las normas para restablecer los regímenes de flujo natural; la eliminación de las barreras que fragmentan e interrumpen la conectividad de los ríos; y la implementación de asociaciones que colaboren para recuperar la pesca y los hábitats de llanuras aluviales.
- El alto costo y la complejidad de muchas opciones de restauración significa que solo deben usarse como último recurso. Para vastas áreas de la Amazonía, el objetivo principal debe ser evitar la necesidad de una restauración futura mediante la conservación de bosques y cuerpos de agua intactos.

^a Lancaster Environment Centre, Lancaster University, Lancaster LA1 4YQ, UK, jos.barlow@lancaster.ac.uk

^b Agricultural Research Centre for International Development – France. CIRAD, sist@cirad.fr.

^c Université de Montpellier, UR Forests & Societies, Montpellier 34398, France.

^d Department of Ecology and Evolutionary Biology, Cornell University, E145 Corson Hall, Ithaca NY 14853, USA

^e Center for Global Change and Earth Observations, Michigan State University, 218 Manly Miles Building, 1405 S. Harrison Road, East Lansing MI 48823, USA

^f Environmental Change Institute, Oxford University Centre for the Environment, University of Oxford, South Parks Road, Oxford OX1 3QY, UK

^g Grupo de Investigación en Biodiversidad, Medio Ambiente y Salud (BIOMAS), Universidad de Las Américas (UDLA), De Los Colimes esq, Quito 170513, Ecuador

^h Laboratório de Ictiologia e Pesca, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Rondônia (UNIR), Av. Pres. Dutra 2965, Olaria, Porto Velho RO 76801-058, Brazil

ⁱ Embrapa Amazonia Oriental, Trav. Dr. Enéas Pinheiro, s/nº, Bairro Marco, Belém PA 66095-903, Brazil

^j Department of Natural Resources, Cornell University, 226 Mann Drive, Ithaca NY 14853, USA

^k School of Geography, University of Leeds, Leeds LS2 9JT, UK

^l Department of Natural Sciences, Manchester Metropolitan University, All Saints Building, Manchester M15 6BH, UK

^m Department of Environmental Sciences, Wageningen University & Research, PO Box 47, 6700AA Wageningen, The Netherlands

ⁿ Smithsonian Conservation Biology Institute & Smithsonian Tropical Research Institute, 3001 Connecticut Avenue NW, Washington DC 20008, USA

^o Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Aquecida Sol, Lavras MG 37200-900, Brazil

^p Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Trav. Dom Romualdo de Seixas 1698, Edifício Zion Business 11th Floor, Bairro Umarizal, Belém PA 66055-200, Brazil

^q Agroforestry Research Center of Acre, Embrapa Acre, Rodovia BR-364, Km 14 (Rio Branco/Porto Velho), Rio Branco AC 69900-970, Brazil

Resumen

Este capítulo examina las oportunidades y los enfoques sitio específicos para restaurar los sistemas terrestres y acuáticos, centrándose en las acciones locales y sus beneficios inmediatos. Las consideraciones sobre el paisaje, la cuenca y el bioma se abordan en el Capítulo 29. Los enfoques de conservación se abordan en el Capítulo 27.

Palabras clave: remediación, rehabilitación, "rewilding", sucesión, pesca

28.1 Introduction

Los cambios provocados por el hombre en los paisajes amazónicos han afectado la biodiversidad y los procesos ecológicos asociados (Capítulos 19 y 20); esto, a su vez, tiene impactos directos e indirectos en el bienestar humano (Capítulo 21). Aunque gran parte del enfoque en la Amazonía debería estar en prevenir una mayor pérdida y degradación de los ecosistemas (ver el Capítulo 27), existe una creciente conciencia de la importancia de las acciones de restauración destinadas a revertir estos procesos. Las acciones restaurativas cuentan con el apoyo internacional de iniciativas como el Desafío de Bonn, la Declaración de Nueva York sobre los Bosques y la Década de las Naciones Unidas para la Restauración de Ecosistemas. Al mismo tiempo, se reconoce cada vez más el papel que pueden desempeñar las soluciones basadas en la naturaleza para abordar los desafíos sociales (Seddon *et al.*, 2019); estos abarcan la protección, la restauración de los ecosistemas acuáticos y terrestres gestionados de forma sostenible, ya sean naturales, artificiales o una combinación de ambos (Cohen-Shacham *et al.*, 2016). La restauración también tiene que ver con los medios de vida locales; La agricultura y la pesca a pequeña escala son medios de vida vitales para millones de personas que habitan la región. Cada vez hay más evidencias de los beneficios que la restauración puede brindarles a las personas, incluyendo la restauración de actividades económicas sostenibles y socialmente justas, que deben tenerse en cuenta al diseñar enfoques de restauración exitosos. Este capítulo se centra en enfoques sitio específicos para la restauración en sistemas terrestres y acuáticos. Las consideraciones de paisaje, cuenca, múltiples partes interesadas y bioma completo se evalúan en el Capítulo 29. Antes de

examinar el papel de la restauración en diferentes contextos amazónicos, examinamos los objetivos y las definiciones en los ámbitos acuático y terrestre, tanto a nivel internacional como dentro de los países amazónicos (Fagan *et al.*, 2020; Mansourian, 2018).

28.2 Definiciones y objetivos de la restauración

Utilizamos la restauración como un término general que abarca el amplio conjunto de objetivos que se pueden cumplir mejorando la protección y conservación de la biodiversidad, las funciones y servicios de los ecosistemas, como son la calidad del agua, las medidas de mitigación del cambio climático local o global, o los medios de subsistencia de las partes interesadas regionales (Chazdon y Brancalion, 2019). Si bien la restauración funcional y de los ecosistemas, la reconstrucción, la rehabilitación y la remediación pueden verse como acciones diferentes e independientes, también pueden considerarse como parte de un continuo que incluye una variedad de actividades e intervenciones que pueden mejorar las condiciones ambientales y revertir la degradación de los ecosistemas y la fragmentación del paisaje (Gann *et al.*, 2019). Crucialmente, nuestro uso de la restauración también incluye la recuperación de actividades económicas sostenibles y socialmente justas en tierras deforestadas. Finalmente, la restauración también abarca la prevención de una mayor degradación, reconociendo que las acciones efectivas requerirán evitar un mayor daño ambiental y fomentar la recuperación. A lo largo de los capítulos 28 y 29, el término restauración se utilizará para incluir los siguientes enfoques, muchos de los cuales no son exclusivos y/o son mutuamente beneficiosos.

28.2.1 Restauración de ecosistemas

Históricamente, la restauración de ecosistemas significa la recuperación de ecosistemas respecto a un sitio de referencia (por ejemplo, bosques primarios o vírgenes) (en Palmer *et al.*, 2014). La recuperación total se define como el estado o condición en el que, después de la restauración, todos los atributos clave del ecosistema se parecen mucho a los del modelo de referencia, incluyendo la ausencia de amenazas, la composición de especies, la estructura de la comunidad, las condiciones físicas, la función del ecosistema y los intercambios externos (Gann *et al.*, 2019). Dentro de la Amazonía, la recuperación total puede ser un bosque con una riqueza y composición de especies equivalente a un bosque antiguo, o un río con la dotación completa de especies acuáticas. La recuperación del ecosistema es más probable en áreas donde la escala y la intensidad de la perturbación han sido mínimas (por ejemplo, la recuperación de las comunidades de fauna después de la sobrepesca o la caza).

28.2.2 Restauración funcional

Dirigir la recuperación a condiciones prístinas no es necesariamente el objetivo principal de todos los programas de restauración. Muchos programas de restauración desarrollados en el marco del desafío de Bonn tienen como objetivo la restauración de las funciones ecológicas y ecosistémicas a nivel del paisaje, al tiempo que mejoran el bienestar humano (Stanturf *et al.*, 2015). Esta “restauración funcional” también puede llamarse rehabilitación y puede facilitar la inclusión de las dimensiones socioeconómicas y humanas de las acciones de restauración (Gann *et al.*, 2019). La restauración del paisaje forestal (FLR, por sus siglas en inglés) incluye acciones que se refieren tanto a la restauración como a la rehabilitación ecológica (ver Stanturf *et al.*, 2015, para la definición de FLR). Hoy en día, la dimensión humana y social de las acciones de restauración ya no puede pasarse por alto ni ignorarse porque de ello depende el éxito a largo plazo de los programas de restauración (Gann *et al.*, 2019).

28.2.3 Renaturalización

El concepto de *rewilding* ha ido más allá de su asociación original con los grandes depredadores y la fauna perdida del Pleistoceno (p. ej., Soulé y Noss, 1998) para ofrecer “*la reorganización de la biota y los procesos del ecosistema para establecer un sistema socio-ecológico identificado en una trayectoria preferida, lo que lleva a la provisión autosuficiente de servicios ecosistémicos con una gestión continua mínima*” (Pettorelli *et al.*, 2018). A diferencia de la restauración funcional o de ecosistemas, la reconstrucción no apunta a un objetivo específico (por ejemplo, niveles de biomasa o composición de especies), sino que apunta a un sistema más silvestre donde se desarrolla un conjunto completo de procesos del ecosistema a través de los niveles tróficos. Si bien la renaturalización puede ser muy diferente de la restauración dirigida por objetivos en muchos contextos templados, dentro de la Amazonía las diferencias son menos obvias; las formas más frecuentes de restauración, como la sucesión pasiva de bosques secundarios, también podrían considerarse una forma de renaturalización según la definición de Pettorelli *et al.* (2018). Además, con intervenciones de manejo adecuadas (incluyendo las relacionadas con la caza y la pesca, ver el Capítulo 27), la mayoría de los bosques secundarios y ríos amazónicos eventualmente proporcionarán hábitat para los vertebrados más grandes y los depredadores de nivel superior.

28.2.4 Remediación

La remediación implica detener o reducir la contaminación que amenaza la salud de las personas, la vida silvestre o los ecosistemas, en contraste con la restauración que se refiere a acciones que mejoran directamente los servicios ambientales u otras propiedades ecológicas (Efroymsen *et al.*, 2004). La remediación, por lo tanto, generalmente ocurre antes de la restauración y puede ayudar a crear las condiciones básicas para implementarla. Las acciones de remediación varían y pueden implicar desde dejar la contaminación en el lugar, hasta permitir la atenuación natural, eliminar o aislar los

contaminantes y mejorar el valor ecológico a través de la restauración en el sitio o fuera de él sin que implique la eliminación de contaminantes (Efroymsen *et al.* 2004). Dentro de la Amazonía, un ejemplo incluye la remediación de la contaminación del suelo localmente combinada con la atenuación natural y la plantación de árboles (Efroymsen *et al.* 2004).

28.2.5 Definiciones adicionales

Más allá de definir qué es restauración, hay algunas definiciones adicionales que son útiles de aclarar. Las estrategias de restauración de ecosistemas pueden ser asistidas (por humanos) o pasivas (es decir, regeneración natural). Especificamos qué enfoque se requiere cuando esto es importante para el resultado, pero reconocemos que a menudo hay un continuo de acciones, e incluso las acciones pasivas requieren algunas intervenciones activas de toma de decisiones y gestión (por ejemplo, control de incendios, cercas, etc.). También es importante aclarar la terminología sobre las diferentes clases de perturbaciones (ver el Capítulo 19). Usamos “bosques primarios” para describir bosques que a priori no han sido talados, aceptando que existe una falta de certeza sobre la historia precolombina (ver el Capítulo 8), y que algunos bosques serán considerados “primarios” por sensores remotos si son anteriores a la disponibilidad generalizada de imágenes Landsat en 1984. Si bien la deforestación (la pérdida de la cubierta forestal y la conversión a un uso alternativo de la tierra), se define fácilmente, hay menos acuerdo sobre la degradación forestal (Sasaki y Putz, 2009) y los bosques secundarios (Putz y Redford, 2010). Seguimos la definición de Parrota *et al.* (2012) que los bosques se consideran degradados si la perturbación ha provocado “*cambios en la condición del bosque que resultan en la reducción de la capacidad de un bosque para proporcionar bienes y servicios*” (Thompson *et al.*, 2012). Definimos bosques secundarios como aquellos que vuelven a crecer después de la tala rasa y, normalmente, después de un uso alternativo de la tierra, como pastizales o tierras de cultivo (Putz y Redford, 2010). Consideramos que la degradación

de los bosques puede afectar tanto a los bosques primarios como a los secundarios, a través de procesos como la tala selectiva, el clima extremo, los incendios y los efectos de borde o aislamiento (Brando *et al.*, 2014; Negrón-Juárez *et al.*, 2010). El grado de degradación depende de la causa (incendio, tala, fragmentación), la intensidad de la degradación (por ejemplo, intensidad de tala baja o alta) y la frecuencia (tala repetitiva, incendios repetitivos) (Capítulo 19) (Barlow and Peres, 2008; Bourgoin *et al.*, 2020; Matricardi *et al.*, 2020). Finalmente, para la restauración terrestre, mantendremos un fuerte enfoque en los bosques, que son, por mucho, el ecosistema más dominante en toda la cuenca. Sin embargo, otros ecosistemas importantes, incluyendo los pastizales nativos, las sabanas y los páramos, también sufren degradación y conversión, y la restauración de estos ecosistemas también es clave para mantener la biodiversidad, el funcionamiento ecológico y la provisión de servicios ecosistémicos (Veldman, 2016).

28.3 Técnicas y opciones de restauración terrestre

Esta sección provee una revisión técnica y basada en evidencia de las opciones de restauración sitio específicas requeridas en los sistemas terrestres después de las perturbaciones causadas por los factores que se abordan en los Capítulos 19 y 20. Cada sección describe brevemente cuándo la restauración es más relevante, las opciones técnicas que existen y su eficacia, los beneficios (y límites) ecológicos y ambientales, y la viabilidad social y económica (incluyendo los beneficios y desafíos).

28.3.1 Restauración después de la remoción completa del suelo

La extracción de minerales y combustibles fósiles son impulsores cada vez más importantes de la deforestación y degradación tropical, la pérdida de biodiversidad y las emisiones de gases de efecto invernadero en la Amazonía (Fearnside, 2005). Alrededor del 21% de la región se encuentra bajo exploración potencial de hidrocarburos (327 bloques de petróleo y gas que cubren ~108 millones de ha) y

minerales (160 millones de ha) (RAISG, 2020). La mayoría de las actividades de minería de minerales se centran en el Escudo Guayanés y las regiones centro-norte de Brasil, mientras que la extracción de combustibles fósiles se produce principalmente en la Amazonía occidental (principalmente Perú, Ecuador y Bolivia [RAISG 2020], Capítulo 19). La magnitud de estas industrias varía desde actividades artesanales a pequeña escala (minerales) hasta actividades a gran escala (minerales e hidrocarburos), y estas últimas suelen estar a cargo de corporaciones más grandes en tierras arrendadas de forma privada (Asner *et al.*, 2013; Kalamandeen *et al.*, 2018; Lobo *et al.*, 2016; Sonter *et al.*, 2017), superponiendo ~20% de los territorios indígenas (Herrera-R *et al.*, 2020). El proceso de estas actividades garantiza que se talen los bosques y se elimine la capa superior del suelo para establecer minas, pozos, tuberías e infraestructura asociada con carreteras y viviendas (Laurance *et al.*, 2009; McCracken y Forstner, 2014; Sonter *et al.*, 2017).

La extensión del daño al suelo y la contaminación química asociada con la excavación de minerales e hidrocarburos la diferencia de otros factores tradicionales de deforestación, como la agricultura y la ganadería basada en pastos (Santos-Francés *et al.*, 2011; Wantzen y Mol, 2013). La extracción de minerales e hidrocarburos altera la estructura del suelo, interrumpe el ciclo de nutrientes (nitrógeno y fósforo) e inhibe gravemente la recuperación forestal al destruir el banco de semillas y la biota del suelo (Barrios *et al.*, 2012; Kalamandeen *et al.*, 2020; Lamb *et al.*, 2005). También puede interrumpir importantes servicios ecosistémicos sobre el suelo, como la polinización, la dispersión de semillas y el control de plagas. Se pueden detectar efectos secundarios adicionales, como la erosión del suelo y la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas a través de la contaminación por mercurio y/o el drenaje ácido de la mina, a cientos de kilómetros de distancia de los sitios mineros arrendados (Diringer *et al.*, 2015; Sonter *et al.*, 2017). Para sistemas tan gravemente degradados y contaminados, la distancia a los bancos de semillas de bosques primarios parece tener un impacto limitado

en la recuperación (Kalamandeen *et al.*, 2020).

El nivel de degradación de la extracción de hidrocarburos significa que la recuperación total es muy poco probable y las tasas de recuperación son bajas o pueden detenerse por completo (Kalamandeen *et al.*, 2020). Como resultado, resulta crucial centrarse en revivir procesos funcionales (producción primaria, flujos de energía y ciclos de nutrientes) y ecológicos (p. ej., composición de especies, mecanismos de dispersión, distintos linajes evolutivos) a través de la restauración activa (Chazdon *et al.*, 2009; Edwards *et al.*, 2017; Ferreira *et al.*, 2018; Rocha *et al.*, 2018).

La restauración será más eficaz en estos sistemas si se utilizan métodos mixtos o de revegetación activa (Ciccarese *et al.*, 2012; Gilman *et al.*, 2016; Stanturf *et al.*, 2014), según el tipo de minería que se lleve a cabo. Por ejemplo, Parrotta y Knowles (1999, 2001) demostraron que las plantaciones de especies comerciales mixtas de árboles madereros en su mayoría exóticos eran el tratamiento más productivo para el desarrollo del área basal y el crecimiento en altura en áreas que antes se extraían bauxita. Los enfoques mixtos pueden incluir la plantación de plántulas de especies nativas y/o exóticas, la asistencia de la regeneración natural o el establecimiento de sistemas agroforestales (Macdonald *et al.*, 2015; Stanturf *et al.*, 2015; Viani *et al.*, 2017). La técnica más utilizada más allá de la regeneración natural es una combinación de tratamiento de suelos para aumentar la fertilidad y reducir la acidez (p. ej., con carbonato de calcio, fertilizante nitrogenado, biocarbón) y plantación de plántulas y árboles (Grossnickle e Ivetic, 2017; Palma y Laurance, 2015; Rodrigues *et al.*, 2019). Los estudios que comparan diferentes enfoques de restauración destacan cómo cambian los beneficios de acuerdo con los objetivos de restauración: mientras que las áreas plantadas con especies de árboles comerciales acumulan la mayor biomasa en los primeros 9 a 13 años, a menudo son las menos ricas en especies (RL Chazdon *et al.*, 2020; Crouzeilles *et al.*, 2016; Parrotta y Knowles, 1999). La plantación con una mezcla de especies nativas

podría mejorar de manera más efectiva la resiliencia del bosque a largo plazo y reducir el riesgo de una sucesión detenida (Parrotta y Knowles, 2001).

La diversidad subterránea tiene un impacto significativo en el funcionamiento de los ecosistemas y puede desempeñar un papel más importante en la restauración de los sistemas mineros degradados (Harris, 2009). Se han descubierto relaciones positivas entre la diversidad de hongos micorrízicos arbusculares y la productividad primaria neta del ecosistema, y entre la uniformidad de la comunidad de hongos micorrízicos arbusculares y la eficiencia en el uso del fósforo del ecosistema (Love-lock y Ewel, 2005). Entre los microorganismos del suelo relevantes, se puede esperar que los hongos micorrízicos arbusculares y los hongos ectomicorrízicos desempeñen un papel importante durante la restauración de sitios degradados (Caravaca *et al.*, 2002, 2003), aunque este papel es poco conocido. La evidencia reciente de la restauración en China revela cómo las condiciones sobre el suelo pueden influir en las comunidades subterráneas durante la restauración; una mayor diversidad de plantas fomentó la retroalimentación planta-suelo, lo que resultó en trayectorias de restauración más favorables (Jia *et al.*, 2020).

Los estándares y las mejores prácticas disponibles para las actividades previas y posteriores a la minería son cruciales para la restauración. Muchos países amazónicos han desarrollado procesos sistemáticos para la restauración posterior a la minería que incluyen acciones como el relleno de sitios minados con tierra vegetal y el tratamiento y relleno de estanques de relaves como parte de estrategias de 'cierre sobre la marcha'. Para las minas más grandes, la aplicación de la restauración después del cierre de la mina a menudo está vinculada a las salvaguardas ambientales y sociales de las principales instituciones financieras multilaterales, como el Banco Interamericano de Desarrollo y el uso del Banco Mundial de la Norma de Desempeño (PS) 1 de la Corporación Financiera Internacional ('Evaluación y gestión de riesgos e impactos ambientales y sociales') y PS6 ('Conservación de la biodiversidad y gestión sostenible de los recursos

naturales vivos', ver Banco Mundial, 2019). Sin embargo, hay una falta de monitoreo y la aplicación de las políticas mineras es débil o inexistente para las operaciones de mediana a pequeña escala. Además, no existen esquemas para restaurar las áreas afectadas por la minería ilegal, que a menudo se lleva a cabo en regiones remotas.

28.3.2 Restauración de vegetación en terrenos deforestados

La pérdida de más de 865.000 km² de bosques primarios amazónicos hasta la fecha (Smith *et al.*, 2021) significa que hay muchas oportunidades para la restauración forestal. Estas oportunidades son mayores en la Amazonía brasileña ya que (i) cubre el 60% del área boscosa de la cuenca y (ii) representa el 85% de toda la deforestación hasta la fecha (Smith *et al.* 2021; Capítulo 19). Existen otros puntos críticos de deforestación notables en Colombia, Perú y Bolivia. Dentro de la Amazonía brasileña, el 20% de la tierra deforestada ha sido abandonada y está cubierta por bosques secundarios; estos se concentran en el 'arco de deforestación' y junto a vías fluviales y carreteras principales (Smith *et al.*, 2020). La Ley de Protección de la Vegetación Nativa (a menudo denominada Código Forestal), que exige que la mayoría de las propiedades rurales mantengan entre el 50 y el 80% de la cubierta forestal en sus tierras, podría alentar una mayor restauración de tierras agrícolas improductivas en la Amazonía brasileña (Nunes *et al.* 2016).

La gran mayoría de la restauración en tierras agrícolas es pasiva, donde se deja que los bosques regresen de forma natural (Chazdon *et al.*, 2016; Smith *et al.*, 2020). La mayoría de los bosques secundarios amazónicos resultantes de la restauración pasiva tienen menos de 20 años (Chazdon *et al.*, 2016). Dentro de la Amazonía brasileña, la mediana de edad es de solo siete años, y los bosques secundarios muy jóvenes (≤ 5 años) representan casi la mitad de la extensión total de los bosques secundarios (Smith *et al.*, 2020). Estos bosques secundarios se desarrollan por dos razones distintas. En primer lugar, la regeneración de los bosques es una forma de que los agricultores restablezcan la

fertilidad del suelo y reduzcan la infestación de malezas después de la agricultura. Estos bosques a menudo están sujetos a tala para nuevos usos agrícolas, pero puede haber intervenciones limitadas, como el enriquecimiento de la regeneración con especies de plantas útiles (p. ej., Padoch y Pinedo-Vasquez, 2010). En segundo lugar, los bosques secundarios se desarrollan como resultado del abandono de las tierras de cultivo; aquí, no hay un objetivo específico para los bosques de alta diversidad o en funcionamiento, y normalmente no se hace nada para alterar la trayectoria de sucesión.

Aunque los bosques secundarios que se regeneran naturalmente se denominan con frecuencia como en restauración 'pasiva', su recuperación podría mejorarse mediante una gestión activa. En algunos casos, las cercas pueden ser importantes para protegerlos del ganado (p. ej., Griscom *et al.*, 2009; Wassie *et al.*, 2009). Excluir los incendios es una prioridad clave: los bosques secundarios pueden ser más inflamables que los bosques primarios, ya que son más secos y cálidos durante el día (Ray *et al.*, 2005), y los bosques secundarios quemados se recuperan a un ritmo mucho más lento (Heinrich *et al.*, 2021). El valor del bosque secundario también mejorará al proteger los bosques existentes, ya que los bosques más antiguos aportan mayores beneficios para la conservación de la biodiversidad (Lennox *et al.*, 2018) y las reservas de carbono (p. ej., Heinrich *et al.*, 2021). Sin embargo, proteger los bosques secundarios de la perturbación o la tala sigue siendo un desafío. A menudo se consideran de poco valor, lo que puede haber contribuido a un aumento en las tasas de eliminación en la última década (Wang *et al.*, 2020). Además, no ha habido un aumento general de la cubierta forestal en los paisajes amazónicos que fueron fuertemente deforestados hace más de 20 años (Smith *et al.* 2021). Por lo tanto, los programas de restauración deben desarrollar incentivos para proteger los bosques secundarios existentes y alentar la restauración en las regiones donde existe la mayor extensión de tierra deforestada.

Los enfoques de restauración activa varían, pero algunos de los más populares implican la siembra

directa de especies pioneras, la plantación de menor densidad de especies no pioneras, así como el arado y la preparación del suelo (Cruz *et al.*, 2021; Vieira *et al.*, 2021). A pesar de algunos éxitos en paisajes altamente deforestados (por ejemplo, Vieira *et al.* 2021), la restauración activa de las tierras de cultivo abandonadas siempre será difícil y costosa a las grandes escalas que se requieren en toda la Amazonía. Por ejemplo, una revisión de más de 400 proyectos de restauración en la Amazonía brasileña encontró que la regeneración natural asistida se usó en solo el 3%, mientras que un proyecto de restauración activa ambicioso e innovador que involucró a varias comunidades y hasta 450 recolectores de semillas (ver el Cuadro 1 en el Capítulo 29), logró restaurar solo 50 km² de bosque (Schmidt *et al.*, 2019), una pequeña fracción de los bosques en desarrollo debido al abandono de la tierra durante el mismo período (Smith *et al.*, 2020).

Donde se implementa la restauración activa, las especies deben elegirse cuidadosamente. La restauración activa no debe limitarse a los pioneros de rápido crecimiento; la evidencia del bosque atlántico muestra que las especies de crecimiento antiguo brindan muchos beneficios cuando se plantan en áreas abiertas (Piotto *et al.*, 2020). La procedencia de la especie es importante; Los esquemas locales de recolección de semillas y los viveros son vitales para mantener las fuentes locales de semillas y las mezclas de especies apropiadas, pero sin el desarrollo conjunto a largo plazo de los esquemas de recolección de semillas (p. ej., Schmidt *et al.* 2018), a menudo hay limitaciones con respecto a la disponibilidad de semillas de especies nativas (Nunes *et al.*, 2020). En muchos ecosistemas, la restauración debe centrarse en utilizar procedencias que reflejen las condiciones futuras (Breed *et al.*, 2012). Sin embargo, esto no es posible en las tierras bajas tropicales, donde el cambio climático está creando nuevos climas sin los análogos actuales (Williams *et al.*, 2007).

La configuración espacial de la restauración activa es importante. Los árboles nodriza pueden fomentar la dispersión de semillas en áreas de restauración, y la nucleación aplicada (donde la plantación

en pequeños parches fomenta la recuperación del bosque a mayor escala) ha demostrado ser exitosa en otras partes del Neotrópico (Rodrigues *et al.*, 2019; Zahawi *et al.*, 2013). No obstante algunos enfoques de restauración activa pueden incluso ser contraproducentes; en el Cerrado, Sampaio *et al.* (2007) demuestran que los esfuerzos intensivos de restauración en pastizales abandonados en realidad pueden retrasar la sucesión temprana de bosques caducifolios estacionales. Los muchos desafíos de desarrollar y escalar una restauración activa efectiva no deberían restar valor al importante papel que puede desempeñar en ciertos contextos. Será particularmente útil cuando la intensidad de uso de la tierra anterior haya sido alta, si hay pocas fuentes de semillas en las cercanías, o cuando se acelere la restauración de áreas con alto valor social y ecológico, como los bosques de ribera (Schmidt *et al.*, 2019; Vieira *et al.*, 2021).

Los beneficios ecológicos de la restauración forestal son muy variables. Por ejemplo, existen grandes diferencias en las estimaciones de la acumulación de carbono en los bosques amazónicos de tierras bajas en regeneración pasiva, con estimaciones que van desde <1 a > 4 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Poorter *et al.* 2016, Elias *et al.*, 2020). La recuperación de la biodiversidad también es variable. Algunos estudios muestran fuertes relaciones positivas entre la recuperación de la riqueza o composición de especies y el carbono o la biomasa sobre el suelo (Ferreira *et al.*, 2018; Gilroy *et al.*, 2014; Lennox *et al.*, 2018). Sin embargo, esta relación se atenúa con el aumento de los niveles de biomasa (Ferreira *et al.* 2018), y los bosques secundarios más viejos (c. 50 años) pueden dejar de acumular especies adicionales si se aíslan de los bosques primarios (Elias *et al.* 2020). Además, aunque los bosques secundarios en contextos favorables pueden albergar una gran diversidad de fauna y flora, la composición de especies tiende a ser muy diferente (Barlow *et al.*, 2007), y muchas especies con rangos restringidos solo usan los bosques secundarios más antiguos (Lennox *et al.*, 2018; Moura *et al.*, 2013).

La variación en las trayectorias de recuperación de los bosques secundarios refleja la amplia gama de

factores que afectan el proceso de recuperación. El clima es un factor clave y la recuperación forestal es más lenta en climas más secos y estacionales (Elias *et al.*, 2020; Poorter *et al.*, 2016). Las diferencias en el uso anterior de la tierra, como la intensidad, la frecuencia, la duración, la extensión y el tipo, también afectan las vías de sucesión (Jakovac *et al.*, 2021). El contexto del paisaje también puede desempeñar un papel clave en el impulso de la recuperación (Capítulo 29), con la proximidad a los bordes de los bosques existentes y los paisajes de alta cubierta forestal (Jakovac *et al.* 2021) teniendo efectos fuertes y positivos en la recuperación (Carmargo *et al.*, 2020; Leitold *et al.*, 2018).

También hay una variación importante en el costo de convertir tierras agrícolas en bosques. Algunos costos están asociados a las acciones de restauración, como plantaciones, vallados, etc. Sin embargo, los costos de oportunidad también son fundamentales. La mayoría de los bosques secundarios que existen lo hacen porque la agricultura genera bajas ganancias; por ejemplo (Garrett *et al.*, 2017). Por lo tanto, alentar una mayor restauración en regiones similares tendrá bajos costos de oportunidad. Sin embargo, la restauración de bosques en tierras agrícolas productivas con altos márgenes de ganancia incurrirá en costos mucho más altos. No todos los actores podrán asumir estos costos por igual; es probable que los pequeños productores enfrenten mayores desafíos si se les requiere aumentar la cobertura de bosques secundarios o pasar de sistemas de barbecho a áreas permanentes de restauración. Los beneficios para los actores locales podrían aumentar cuando los bosques secundarios proporcionen productos forestales no madereros (PFNM) comercializables, como frutas, resinas, miel o materiales de construcción (Capítulo 30).

28.3.3 Restauración de bosques degradados

Hay muchos impulsores diferentes de la degradación de los bosques en la Amazonía (Capítulo 19). Las perturbaciones provocadas por el hombre que conducen a la degradación incluyen la tala selectiva, los incendios forestales, los efectos de borde y

la caza (Asner *et al.*, 2005; Barlow y Peres, 2008; Broadbent *et al.*, 2008; Aragão *et al.*, 2018; Silva Junior *et al.*, 2020; Bogoni *et al.*, 2020). Las perturbaciones naturales incluyen sequías extremas y vientos (Espírito-Santo *et al.*, 2014; Leitold *et al.*, 2018; Phillips *et al.*, 2009). El impacto de la perturbación y el grado de degradación es variable. Por ejemplo, los incendios forestales repetidos pueden eliminar casi todos los árboles originales y provocar una renovación completa de las comunidades de fauna (Barlow y Peres, 2008), mientras que la caza conduce a cambios más sutiles en las comunidades de plantas que se han detectado en estudios a más largo plazo de los cambios en la composición de especies de los bosques tropicales (Terborgh *et al.*, 2008; Harrison *et al.*, 2013). Las perturbaciones a menudo ocurren simultáneamente; los bordes y los bosques talados a menudo se queman (por ejemplo, Silva Junior *et al.* 2020), y los efectos de extensos incendios forestales se superponen a los efectos de sequías extremas (Berenguer *et al.*, 2021). Cuando todas las formas de degradación se evalúan juntas, pueden generar tanta pérdida de biodiversidad como la propia deforestación en los paisajes amazónicos modificados por el hombre (Barlow *et al.*, 2016).

Las evaluaciones existentes a gran escala de la degradación se centran en los cambios estructurales en el bosque que pueden ser detectados por satélite. Estos sugieren que al menos el 17% de los bosques amazónicos fueron degradados por perturbaciones como la tala, los incendios o el viento entre 1995 y 2017 (Bullock *et al.*, 2020). En la porción brasileña de la cuenca, esta área degradada cubre un área mayor que la deforestada hasta la fecha (Matricardi *et al.*, 2020). El alcance y los impactos de las perturbaciones crípticas como la defaunación son mucho menos claros que los de la alteración del dosel (Peres *et al.*, 2006). Estudios recientes estiman una reducción del 57% en la fauna local en el Neotrópico (Bogoni *et al.*, 2020). Dentro del Amazonas, la defaunación es más alta en el arco de deforestación y los Andes, pero incluso las áreas intactas han perdido especies clave (Bogoni *et al.*, 2020). Por ejemplo, se estima que el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) está ausente en el 17% del estado brasileño de Amazonas, a pesar de que conserva el 98% de su cubierta forestal (Parry y Peres, 2015). El consumo de carne de animales silvestres en pe-

queños centros urbanos también es frecuente (Parry y Peres, 2015) y puede agotar las especies de caza a más de 100 km del centro urbano (Parry y Peres, 2015).

Los impactos y la longevidad de los efectos de la degradación significan que los esfuerzos de conservación deben centrarse primero en evitar las perturbaciones provocadas por el hombre, conservando la mayor cantidad posible de bosques intactos (Watson *et al.*, 2018). Pero una vez que se ha degradado un bosque, la probabilidad de que se produzcan más cambios proporciona información importante sobre la gestión. De manera crucial, el 14% de los bosques degradados finalmente se deforestan (Bullock *et al.*, 2020). Es importante evitar esta deforestación; aunque estos bosques degradados tienen un valor de conservación más bajo y brindan menos servicios ecosistémicos que los bosques no perturbados, siguen siendo significativamente más importantes para la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas que los usos de la tierra agrícola (Barlow *et al.*, 2016; Berenguer *et al.*, 2014; Edwards *et al.*, 2011).

Bullock *et al.* (2020) también estiman que alrededor del 29% de los bosques que se degradaron dentro de la escala de tiempo del estudio se degradaron nuevamente, un número que sería considerablemente mayor si se incluyeran formas de degradación no estructurales (como la caza), o si la evaluación se llevara a cabo durante períodos de tiempo más largos. Esto demuestra la importancia de evitar nuevos eventos de perturbación en los bosques degradados, lo cual es particularmente importante allá donde las perturbaciones facilitan la ocurrencia de otras o amplifican sus efectos. Por ejemplo, sequías extremas, tala selectiva y efectos de borde hacen que los bosques sean más susceptibles a los incendios, debido a cambios en las condiciones microclimáticas y/o cargas de combustible (Camargo y Kapos, 1995; Ray *et al.*, 2005; Silva Junior *et al.*, 2018; Uhl y Kauffman, 1990). Estos eventos también pueden amplificar los efectos de la degradación posterior, ya que la mortalidad de árboles por incendios es mucho mayor cerca de los bordes del bosque, o en bosques que han sido talados o quemados previamente (Brando, Silvério, *et al.*, 2019; Gerwing, 2002).

Los tiempos de recuperación de los bosques degradados son muy variables, según el tipo y la intensidad/gravedad de la perturbación (Cuadro 1). Las tasas de recuperación también dependen de la métrica de interés; por ejemplo, los bosques explotados pueden volver a las condiciones de humedad y temperatura de referencia en unos pocos años, cuando la cubierta del dosel se recupera después de la perturbación provocada por el hombre (Mollinari *et al.*, 2019), y algunos bosques quemados pueden recuperar rápidamente su capacidad para reciclar el agua (Brando, Silvério, *et al.*, 2019). Por el contrario, es probable que las reservas de carbono tarden décadas en recuperarse y pueden alcanzar un estado alternativo de menor biomasa después de los incendios forestales (Rutishauser *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2018, 2020). La recuperación de la composición de especies y árboles grandes será aún más lenta (de Avila *et al.*, 2015; Avila *et al.*, 2015); Si bien los datos sobre eventos lentos son limitados, el lento tiempo de generación de los árboles más grandes de la Amazonía (por ejemplo, Vieira *et al.*, 2005) sugiere que esto podría incluso tomar escalas de tiempo milenarias (pero ver Vidal *et al.*, 2016). Algunos ecosistemas amazónicos parecen ser particularmente sensibles a las perturbaciones y es posible que no se recuperen en absoluto; por ejemplo, los bosques inundados entran en un estado de sucesión detenida o impedida después de los incendios forestales (Flores *et al.*, 2017).

En algunos contextos, la restauración activa podría ayudar a la recuperación de bosques degradados. Los bosques que se han quemado más de una vez pueden perder casi toda su biomasa aérea (Barlow y Peres, 2004), y es probable que la recuperación se vea obstaculizada por el predominio de enredaderas y bambúes y especies de árboles que normalmente no se encuentran en bosques primarios o posteriores (Barlow y Peres, 2008). En estos bosques, o en bosques severamente dañados por la tala convencional repetida, la plantación de enriquecimiento podría ser un enfoque válido para mejorar la condición ecológica y los beneficios sociales que pueden derivarse de los bosques. La mayoría de las investigaciones sobre esto se relacionan con los esfuerzos posteriores a la cosecha para mejorar el rendimiento futuro de la madera. Esta investigación muestra que la plantación de enriquecimiento puede ser efectiva a pequeña escala

cuando la plantación se combina con el corte (Keefe *et al.*, 2009) o el tendido de enredaderas (Schwartz *et al.*, 2013). Un estudio en Borneo muestra que la restauración y el enriquecimiento activos también pueden duplicar la absorción de carbono durante un período de 20 años (Philipson *et al.*, 2020). Sin embargo, la plantación de enriquecimiento es costosa, difícil de aplicar a escala y es probable que solo sea financieramente viable en determinadas circunstancias económicas (Schulze, 2008; Schwartz *et al.*, 2016). Finalmente, las reintroducciones de comunidades de fauna podrían ayudar a revertir la extirpación de especies y restaurar los procesos de los ecosistemas, y se han llevado a cabo en ecosistemas altamente deforestados y defaunados como el Bosque Atlántico (Genes *et al.*, 2019). Dichos programas son costosos y desafiantes, y en la mayoría de las regiones amazónicas, la fauna terrestre podrá recolonizarse naturalmente una vez que se eliminen las presiones como la caza. Sin embargo, puede valer la pena considerar reintroducciones activas para algunos de los bosques más fragmentados, y se han propuesto para los monos lanudos en la Amazonía colombiana (Millán *et al.*, 2014).

La enorme escala espacial y la complejidad de la degradación en la Amazonía significa que las estrategias más rentables y escalables deben enfocarse en evitar eventos de perturbación en primer lugar o prevenir que vuelvan a ocurrir. El complejo conjunto de impulsores humanos de perturbaciones significa que esto implicará una amplia gama de estrategias. Se puede evitar cierta degradación reduciendo la propia deforestación; por ejemplo, los efectos de borde y aislamiento son una consecuencia directa de la tala de bosques. Las actuaciones para la prevención de incendios forestales supondrán la reducción o el control de las fuentes de ignición en el paisaje y la vinculación de la detección temprana de incendios con el despliegue rápido de equipos de extinción de incendios (p. ej., Nóbrega Spínola *et al.*, 2020). Evitar la perturbación de la tala ilegal y convencional será clave, pero sigue siendo un desafío enorme en toda la Amazonía (Brancalion *et al.*, 2018). Las medidas que aborden actividades estrechamente vinculadas a los medios de vida locales, como la caza y el uso del fuego en la agricultura, requerirán un cuidadoso desarrollo conjunto con las comunidades. Las inter-

venciones de manejo también pueden tratar de evitar que las perturbaciones ocurran al mismo tiempo. Por ejemplo, aunque puede que no sea posible prevenir las perturbaciones provocadas por el clima sin una acción mundial rápida sobre el

cambio climático, la gestión local de los incendios y/o la tala podría ayudar a mitigar sus impactos (Berenguer, 2021). Otras medidas requeridas para reducir o revertir la degradación se describen en el Capítulo 27.

CUADRO 28.1: Tiempos de recuperación de bosques degradados antropogénicamente



Figura B.28.1 Bosques degradados en la Amazonía central. Foto: Adam Ronan/Rede Amazônia Sustentável (RAS)

Los bosques afectados por la tala selectiva tienden a recuperar su biomasa en un período de tiempo que es casi directamente proporcional a la biomasa extraída en el proceso de tala, lo que significa que, en promedio, habría un tiempo de recuperación de 27 años para una pérdida de biomasa del 20% (Rutishauser et al. al., 2015). Sin embargo, existen altos niveles de variación relacionados con la fertilidad del suelo y el clima (Piponiot et al., 2016), y es posible que esta relación lineal no se mantenga si la extracción supera la permitida por las técnicas de impacto reducido. Es probable que los bosques quemados tarden mucho más en recuperarse, ya que la mortalidad de los árboles continúa durante muchos años después del incendio (Barlow et al. 2003, Silva et al. 2018). Incluso los incendios de baja intensidad en bosques que se quemaron una sola vez conducen a reducciones del 25% en la biomasa aérea hasta 30 años después, aunque existen altos niveles de incertidumbre más allá de los primeros 10 años (Silva et al. 2020). La recuperación de bosques quemados dos o tres veces será aún más lenta dadas las tasas de mortalidad de árboles muy altas (Barlow & Peres, 2008; Brando, Paolucci, et al., 2019). Los bordes de los bosques (bosques dentro de los 120 m de un borde hecho por el hombre) también sufren degradación a largo plazo, con disminuciones pronunciadas en la biomasa aérea en los primeros cinco años después de la creación del borde. La longevidad de los efectos de borde sobre la biomasa forestal depende de cómo se manejen los bordes; donde se excluyen los incendios y la tala, la composición de especies cambia, pero los niveles de biomasa pueden aproximarse a los bosques interiores después de 22 años (Almeida et al., 2019). Sin embargo, para la mayor parte de la Amazonía, los bordes siguen expuestos a perturbaciones adicionales y los niveles de biomasa siguen siendo un 40% más bajos que en el interior del bosque 15 años después de la creación del borde (Silva Junior et al., 2020). Cada vez hay más pruebas de que los grandes vertebrados pueden recuperar sus poblaciones cuando se alivia la presión de la caza, con aumentos en la densidad de caza después de la creación de reservas. Sin embargo, las especies que viven en grupo, como los pecaríes de labios blancos, pueden tardar mucho más en volver a los niveles previos al impacto debido a los efectos de Allee (es decir, baja aptitud individual a bajas densidades de población), y la recuperación será más lenta (o incluso inexistente) en paisajes fragmentados donde el movimiento y la colonización están restringidos.

28.3.4 Restauración de actividades económicas sostenibles en tierras deforestadas

En la cuenca amazónica, se han establecido oportunidades para la restauración de áreas productivas a partir de políticas nuevas o reformadas para promover la protección del medio ambiente (Brasil, Lei N° 12.651, de 25 de Maio de 2012; Furumo and Lambin, 2020; Sears *et al.*, 2018; Soares-Filho *et al.*, 2014). Las soluciones innovadoras para la restauración y producción sostenible de alimentos, fibras y otros bioproductos en estas tierras deforestadas son vitales para conciliar el desarrollo económico inclusivo y equitativo, en particular a nivel local, con la conservación ambiental en la cuenca Amazónica. La necesidad de restaurar actividades económicas sostenibles y socialmente justas en tierras deforestadas es mayor donde la agricultura ya no es o aún no es rentable. Hay muchos beneficios a nivel de paisaje de esto, incluido el aumento de la cubierta arbórea general, la creación de espacio para la regeneración natural mediante el aumento de la productividad (Chazdon *et al.*, 2017) y la reducción de la presión sobre los sistemas naturales a través de una transición forestal (ver el Capítulo 29). En esta sección, nos enfocamos en los beneficios a nivel del sitio, que incluyen mejorar los medios de vida y el bienestar de los pequeños y medianos agricultores y las comunidades tradicionales al mejorar la seguridad alimentaria y el acceso a la madera y el combustible (FAO, 2018; HLPE, 2017). Los siguientes párrafos describen algunas de las técnicas que se pueden utilizar para alcanzar estos objetivos, centrándose en tres enfoques prometedores para mejorar la productividad: la intensificación sostenible de los pastos, la agrosilvicultura y la mejora de los cultivos en barbecho.

28.3.4.1 Intensificación sostenible de pastos

La intensificación sostenible, es decir, aumentar la productividad (de la tierra, el trabajo y el capital, según el contexto socioeconómico) al tiempo que reduce los impactos ambientales, es particularmente relevante en los pastos, como la ganadería extensiva basada en pastos africanos (Dias-Filho, 2019; Valentim, 2016); Valentim y de Andrade,

2009) representa el 89% del área cultivada en el bioma amazónico (MAPBIOMAS, 2020) y tiende a generar ganancias muy bajas o incluso negativas (Garrett *et al.* 2017). Se ha estimado que las tasas de productividad de estos pastos son solo del 32 al 34% de su potencial (Strassburg *et al.*, 2014). Más recientemente, sin embargo, los sistemas de ganadería están rompiendo con la lógica de ocupación de la tierra y el rápido agotamiento de los recursos del suelo que ha caracterizado las últimas décadas (Wood *et al.*, 2015). Se ha observado un desacoplamiento parcial entre la producción ganadera y la deforestación (p. ej. (Lapola *et al.*, 2014). Aunque la deforestación ha vuelto a aumentar en la frontera (Smith *et al.* 2021), la ganadería se ha vuelto más intensiva en las fronteras más antiguas y consolidadas de los estados brasileños de Pará y Mato Grosso, donde hay un mejor acceso a tecnologías y mercados modernos y una gobernanza más sólida (Schielein y Börner, 2018).

La intensificación sostenible de los pastos requiere sistemas de gobernanza eficaces que puedan evitar una mayor conversión de la tierra y garantizar modelos de desarrollo sostenible (Garrett *et al.*, 2018). Según Strassburg *et al.* (2014), aumentar la productividad de los pastos en la Amazonía brasileña a solo 49-52% de su potencial sería suficiente para satisfacer la demanda nacional y de exportación de carne para 2040, así como para liberar tierras para producir otros alimentos, madera y biocombustibles sin necesidad de convertir áreas adicionales de vegetación nativa. Esto daría como resultado la mitigación de 14,3 GT CO₂ e de la deforestación evitada.

Las soluciones tecnológicas para la intensificación sostenible de los pastos incluyen el cambio de pastoreo continuo a rotativo asociado con el aumento de la productividad del pasto (Dias Filho, 2011), la adopción de pastos mixtos de gramíneas y leguminosas (Valentim y Andrade, 2004; Zu Ermgassen *et al.*, 2018), y agrosilvipastoriles y sistemas silvopastoriles que integran árboles y diferentes agroecosistemas (de Sousa *et al.*, 2012; Uphoff *et al.*, 2006; Valentim, 2016). Junto con otros enfoques agroecológicos, estas alternativas están más alineadas con

la agricultura regenerativa, ya que abarcan un conjunto de prácticas destinadas a restaurar y mantener la calidad del suelo, respaldar la biodiversidad, proteger las cuencas hidrográficas, mejorar los vínculos por encima y por debajo del suelo y, en última instancia, la resiliencia ecológica y económica (Bardgett y Wardle, 2010; Ranganathan *et al.*, 2020; White, 2020). Por ejemplo, estos sistemas podrían ayudar a reemplazar los costosos fertilizantes nitrogenados con nitrógeno fijado simbióticamente por las bacterias del suelo, aumentar la calidad del suelo y la resiliencia del agroecosistema, y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero por unidad de proteína digerible producida (Gerssen-Gondelach *et al.*, 2017; Gil *et al.*, 2018; Latawiec *et al.*, 2014). Además, podrían contribuir a aumentar la productividad de la tierra, la mano de obra y el capital (Martha Jr *et al.*, 2012). Finalmente, los pastos productivos se pueden manejar sin fuego, eliminando una de las fuentes de ignición más frecuentes de la Amazonía (ver la sección sobre degradación forestal).

28.3.4.2 Agroforestería o agrosilvicultura

La agroforestería o agrosilvicultura ofrece otra opción para regenerar tierras improductivas y mantener la producción en tierras ya deforestadas, y es especialmente adecuada para las pequeñas explotaciones agrícolas. Los sistemas agroforestales integran la producción de árboles y cultivos en el mismo terreno y pueden secuestrar carbono en los suelos y la vegetación como un cobeneficio (Ranganathan *et al.*, 2020). La agrosilvicultura contribuye a más de un tercio de los esfuerzos de restauración identificados en la Amazonía brasileña (Cruz *et al.*, 2020) y proveerá beneficios más allá del área que se está plantando, como mejorar la permeabilidad del paisaje para la biota forestal o mediar las temperaturas del paisaje (ver también el Capítulo 29).

Los sistemas agroforestales tienen una larga historia en la región ya que se remontan a la domesticación de plantas nativas para la agricultura en la época precolombina (Miller y Nair, 2006; Clement *et al.*, 2015; Iriarte *et al.*, 2020; ver el Capítulo 8). Los agroforestales contemporáneos aún incluyen

muchas especies nativas, y las más utilizadas son aquellas que tienen una fuerte demanda en los mercados locales, regionales e internacionales, como la nuez de Brasil (*Bertholletia excelsa*), el açai (*Euterpe oleracea*), el cacao (*Theobroma cacao*), el cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*) y durazno (*Bactris gassipaes*). Los sistemas agroforestales se han aplicado ampliamente en toda la cuenca, desde Brasil hasta Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú, Surinam y Venezuela (Porro *et al.*, 2012). Se pueden encontrar ejemplos de agrosilvicultura efectiva en los colonos japoneses-brasileños de la Cooperativa de Agricultura de Propósitos Múltiples (CAMTA) de Tomé-Açu en el estado de Pará (Yamada y Gholz, 2002) y en la Asociación de Pequeños Propietarios Agrosilvícolas del Proyecto RECA (Cooperativa Agrícola Intercalada y Densa). Reforestación Económica en el estado de Rondônia (Porro *et al.*, 2012; ver el Capítulo 30).

28.3.4.3 Sistemas de barbecho agrícola

La mejora de los sistemas de barbecho agrícola tiene un gran potencial para la restauración económica sostenible en la Amazonía, ya que la agricultura migratoria es un pilar de los sistemas agrícolas tradicionales y es común en toda la cuenca. Las opciones de restauración en los sistemas de barbecho agrícola incluyen la reducción del uso del fuego mediante la adopción de técnicas de corte y mantillo y otras (Denich *et al.*, 2005; Shimizu *et al.*, 2014), y la reducción de los períodos de cultivo y el aumento del período de barbecho para restaurar suelo y productividad agrícola (Jakovac *et al.*, 2016; Nair, 1993). Los períodos prolongados de barbecho tienen beneficios adicionales, siempre que no fomenten una limpieza adicional; pueden ayudar a apoyar la conservación de la biodiversidad y pueden mejorar las funciones hidrológicas y otros servicios ecosistémicos (Chazdon y Uriarte, 2016; Ferreira *et al.*, 2018). Enriquecer las áreas en barbecho con especies seleccionadas (por ejemplo, leguminosas fijadoras de nitrógeno o árboles con valor económico) podría mejorar los rendimientos económicos, especialmente cuando la regeneración natural ya no es adecuada para restablecer la productividad agrícola (Marquardt *et al.*, 2013).

Cualquiera que sea el enfoque que se adopte o se

fomente, es importante que la restauración de la producción económica mejore la complejidad y la diversidad biológica, en lugar de promover la uniformidad y la especialización como una forma de controlar la naturaleza y maximizar las ganancias (Garrett *et al.*, 2019; HLPE, 2019). Pero a pesar de los avances en el conocimiento y las políticas (Nepstad *et al.*, 2014), la restauración de actividades económicas sostenibles y socialmente justas aún debe superar las barreras que permitirían su adopción a gran escala en la región (Bendahan *et al.*, 2018; Valentim, 2016). Por lo tanto, estos sistemas requieren un cambio de paradigma en la agricultura y el desarrollo rural, incorporando principios de equidad, participación y empoderamiento local, soberanía alimentaria y sistemas de comercialización locales (Bernard y Lux, 2016). Es importante tener en cuenta las especificidades del contexto a través de tecnologías adaptadas, innovaciones y vías de transformación que aborden las múltiples funciones de la agricultura, los bosques y las actividades rurales. Por lo tanto, exigen el diseño de nuevos métodos y métricas para evaluar el desempeño y el impulso de procesos de aprendizaje que involucren a múltiples partes interesadas en lugar de operar a través de la transferencia de tecnología. Además, la restauración de tierras agrícolas en la Amazonía requiere una inversión mucho mejor en el diseño agrícola, utilizando herramientas para mapear la idoneidad de la tierra, por ejemplo (Osis *et al.*, 2019), y planes comunales de uso de la tierra, por ejemplo (Pinillos *et al.*, 2020).

28.4 Técnicas y opciones de restauración acuática

Los sistemas de agua dulce en el Amazonas abarcan una gran variedad de ambientes, que van desde pequeños arroyos con crecidas impredecibles y de corta duración hasta grandes mosaicos de llanuras aluviales de ríos organizados por inundaciones estacionales anuales. Aunque tratamos la restauración de ecosistemas acuáticos por separado en esta sección, existe una superposición importante con los paisajes terrestres y estacionalmente inundados que pueden tener una profunda influencia en la calidad del agua y la salud de las

comunidades acuáticas (Affonso *et al.*, 2011; Mayorga *et al.*, 2005; Melack *et al.*, 2009; Melack and Forsberg, 2001).

La dispersión espacial de las fuentes de degradación puede variar mucho entre paisajes fluviales. Las estrategias de restauración diferirán según los tipos y la magnitud de la degradación, y si la degradación surge de un conjunto difuso de fuentes que se originan en áreas extensas o de fuentes puntuales más concentradas. En general, la restauración desde fuentes puntuales, a las que se puede apuntar fácilmente, es más un desafío económico y político que un desafío técnico (Bunn, 2016). Por el contrario, la restauración de cursos de agua degradados por fuentes difusas es considerablemente más complicada y, en muchos casos, requiere la restauración de vastas áreas de hábitats terrestres. Por lo tanto, la restauración de paisajes terrestres y estacionalmente inundados a menudo será el primer filtro para la restauración exitosa de los ecosistemas acuáticos amazónicos y su biota asociada, ya que los ecosistemas terrestres y acuáticos están inextricablemente vinculados.

28.4.1 Restauración después de la contaminación

Los cuerpos de agua amazónicos están contaminados por innumerables fuentes, incluyendo la contaminación industrial y agrícola, la escorrentía de aguas residuales, el mercurio y otros metales pesados de la minería y los derrames de petróleo (Capítulo 20). Estos contaminantes pueden provenir de muchas fuentes y dispersarse ampliamente en paisajes y paisajes fluviales. La contaminación puede viajar cientos de millas río abajo, por lo que resolver la fuente puede tener una gran variedad de beneficios río abajo. Si bien el control de las fuentes puntuales de contaminación es técnicamente factible, la economía, la mala gobernanza y la falta de políticas adecuadas plantean un desafío. Abordar las fuentes no puntuales agrega una mayor complejidad y, en muchos casos, requiere la integración de la restauración en vastas áreas, incluyendo los hábitats terrestres y acuáticos (Bunn, 2016). Por ejemplo, las mejoras en las condiciones terrestres

incluyen la regulación del uso de productos químicos en la agricultura y la mejora de la escorrentía de los paisajes urbanos e industriales. La contaminación difusa es un problema particular en los ecosistemas acuáticos amazónicos rodeados de asentamientos humanos. Por ejemplo, solo el 12% de las ciudades de la Amazonía brasileña tratan las aguas residuales (ANA, 2017). Por lo tanto, cabe señalar que, si bien la restauración de los ecosistemas acuáticos amazónicos es clave, la infraestructura básica de aguas residuales debe expandirse en primer lugar.

La contaminación por la extracción de petróleo y la minería ha recibido una atención considerable porque está muy extendida, puede ser particularmente perniciosa para los ecosistemas y afecta a muchas personas que dependen directamente del agua de los ríos para uso doméstico (p. ej., beber, bañarse) y pescar como alimento (ver el capítulo 21). En términos de extracción de petróleo, las áreas en la Amazonía occidental se han visto muy afectadas por la descarga de aguas residuales y aceites usados, y son el foco de los esfuerzos de limpieza (Finer *et al.*, 2015). Sin embargo, las herramientas desarrolladas en zonas templadas pueden ser difíciles de aplicar en ecosistemas tropicales. Por ejemplo, uno de los métodos más exitosos para la remediación en las regiones templadas implica la degradación microbiana de los contaminantes del petróleo y el gas, pero las cepas más comúnmente disponibles no son necesariamente adecuadas para las condiciones anóxicas de muchos sistemas en el Amazonas (Maddela *et al.*, 2017). Si bien se están desarrollando nuevas cepas, la implementación se ve aún más desafiada por la logística asociada con llegar a áreas remotas, la falta de estándares de remediación claros, la falta de responsabilidad y la financiación limitada (Fraser, 2018).

La extracción de oro, aluminio, cobre y otros metales también puede resultar en una degradación generalizada del ecosistema con fuertes implicaciones para el bienestar humano, particularmente porque libera materiales tóxicos como el mercurio (ver el capítulo 20). Las técnicas activas para restaurar tierras contaminadas implican mejorar las

condiciones del suelo replantando especies de árboles (Gastauer *et al.*, 2020) o inoculando suelos con microorganismos degradantes (Couic *et al.*, 2018), pero no está claro cómo estos enfoques terrestres benefician a los cuerpos de agua contaminados. En términos de restauración directa del agua, el uso de cal apagada para la decantación de SPM (partículas en suspensión) parece ser un proceso eficiente y no oneroso para que los mineros de oro eviten la metilación del Hg en los estanques de relaves cuando se combina con un drenaje rápido de las aguas de la mina (Guedron *et al.*, 2011). La adición de hojarasca y semillas a los estanques de relaves ubicados en humedales, como los bosques inundables de *igapó*, también puede acelerar la recuperación de las plantas (Dias *et al.*, 2011).

Otra fuente de contaminación en los ecosistemas acuáticos de la Amazonía es el plástico (ver también el Capítulo 20), que se reconoce cada vez más como una preocupación grave para las cadenas alimentarias acuáticas (Collard *et al.*, 2019; Diepens y Koelmans, 2018; Lacerot *et al.*, 2020.) y la salud humana (De-la-Torre, 2020). El Amazonas se encuentra ahora entre los ríos más contaminados con plástico del mundo, solo superado por el río Yangtze en China (Giarrizzo *et al.*, 2019). Bolsas de plástico, botellas y otros desechos sólidos de plástico ingresan a los ríos amazónicos, y la corriente principal es un conducto de contaminación plástica hacia el océano. Los bosques inundados por mareas en el estuario inferior del Amazonas atrapan parte de la basura transportada, siendo el plástico uno de los componentes más significativos (Gonçalves *et al.* 2020). A medida que el plástico se degrada en piezas microplásticas más pequeñas (<5 mm), ingresa a las cadenas alimentarias a través de la ingestión por parte de los peces y otros consumidores. Hasta la fecha, un número relativamente pequeño de estudios ha examinado la contaminación por microplásticos en la Amazonía (Kutralam-Muniasamy *et al.*, 2020); sin embargo, estos trabajos existentes ayudan a documentar la enormidad de la contaminación por microplásticos. Un estudio reciente reveló grandes cantidades de microplásticos en los sedimentos de los ríos alrededor de Manaus. Se encontraron concentra-

ciones especialmente altas de microplásticos en tramos de ríos de depósito donde los efectos del remanso reducen las velocidades de flujo, como en partes poco profundas del bajo Río Negro (Gerolin *et al.*, 2020).

Los análisis de la red alimentaria en el río Xingu (Pignati *et al.* 2019) y el estuario de la Amazonía baja (Pegado *et al.* 2018) indican la ingesta de microplásticos por un amplio conjunto de especies de peces de diferentes grupos tróficos y la transmisión de microplásticos a través de la red alimentaria. Además de las consecuencias ecológicas de la contaminación plástica en las aguas amazónicas, una grave preocupación es la amenaza de los peces contaminados con microplásticos para la seguridad alimentaria y la salud humana (De-la-Torre 2020). Dada la importancia del pescado para la dieta humana en la Amazonía, existe una necesidad urgente de aprender más sobre los microplásticos y su capacidad para actuar como disruptores endocrinos, mutágenos y otros riesgos para la salud humana. Mitigar la contaminación plástica es un enorme desafío global (Jia *et al.* 2019); un paso inicial es que algunas naciones amazónicas, incluyendo Colombia, Ecuador y Perú, están comenzando a desarrollar reglas para regular los plásticos (Ortiz *et al.* 2020), y Perú ha legislado una eliminación progresiva de las bolsas de plástico de un solo uso (Álvarez-Risco *et al.*, 2020).

28.4.2 Eliminación de represas y restauración de ciclos de flujo natural y conectividad

La fragmentación de los cursos de agua, asociada con la construcción de represas u otras estructuras artificiales en la corriente, como alcantarillas, se ha identificado como uno de los principales impulsores de la disminución de la población y la reducción en la distribución espacial de los vertebrados de agua dulce (Strayer y Dudgeon, 2010; ver el Capítulo 20). Los efectos de las represas hidroeléctricas como barreras a la migración y dispersión de animales acuáticos están bien documentados (Anderson *et al.*, 2018) y están relacionados con la formación del embalse, la modificación del régimen de flujo natural aguas abajo de las represas y el

bloqueo de los flujos migratorios (por ejemplo, Baxter, 1977; Poff *et al.*, 2007; Val *et al.*, 2016). En América del Sur, los intentos de minimizar sus efectos sobre la conectividad fluvial son en su mayoría ineficaces (Agostinho *et al.*, 2008; Pelicice *et al.*, 2015; Pompeu *et al.*, 2012). La remoción de represas ha surgido como una alternativa capaz de revertir los impactos generados por las represas (Bednarek, 2001; Bernhardt *et al.*, 2005), pero tal medida de restauración aún está restringida a un pequeño número de países, y no se ha reportado ningún caso para el Amazonas.

Las razones que justifican la eliminación de una presa dependen del contexto en el que se inserta (Maclin y Sicchio, 1999), y en los últimos años se han propuesto varios métodos de priorización de eliminación de barreras (Kemp y O'hanley, 2010; O'Hanley *et al.*, 2020). Estos generalmente implican comparar la cantidad de energía producida y los costos ambientales asociados. Un ejemplo de presa que calificaría como prioritaria para su remoción es la Usina Hidroeléctrica de Balbina, en el río Uatumã en el estado de Amazonas (Brasil). Balbina es responsable de sólo el 10% de la energía consumida por Manaus (una metrópolis con alrededor de 2 millones de personas), pero creó un embalse de más de 2.300 km² y contribuyó al desplazamiento y masacre de los pueblos indígenas Waimiri Atroari (Fearnside, 1989). Además, el metano liberado por la descomposición de los árboles sumergidos y la materia orgánica del suelo es comparable, en términos de gases de efecto invernadero por unidad de electricidad generada, a una central eléctrica de carbón del mismo tamaño (Kemenes *et al.*, 2007, 2011). De hecho, muchas represas hidroeléctricas existentes actualmente en operación en las tierras bajas del Amazonas son más intensivas en carbono que las centrales eléctricas de combustibles fósiles (RM Almeida *et al.*, 2019). La eliminación estratégica de algunos de ellos puede restaurar los servicios de los ecosistemas y podría reducir la huella de gases de efecto invernadero del sector energético de la región si se reemplazaran con formas alternativas de producir energía renovable.

Si bien la eliminación de centrales hidroeléctricas en la Amazonía parece poco probable en el corto y mediano plazo, existe un gran potencial para acciones de restauración relacionadas con la eliminación de barreras más pequeñas. Las pequeñas represas construidas para proporcionar agua para el ganado, la producción de peces en pequeña escala y la generación de energía hidroeléctrica local están muy extendidas (Souza *et al.* 2019). Por ejemplo, se han estimado 10.000 embalses pequeños solo en la cuenca del Alto Xingu en el bajo Amazonas (Macedo *et al.* 2013). Estos pequeños embalses y masas de agua lénticas aumentan en abundancia a medida que continúa la deforestación. Eliminar y mejorar estos embalses y barreras más pequeños podría ser una medida de restauración factible en términos socioeconómicos, ya que tendría un impacto mínimo en los sistemas agrícolas, pero podría tener muchos beneficios locales, tanto aguas arriba como aguas abajo, en términos de calidad del agua, flujo y la biodiversidad de los arroyos.

28.4.2.1 Restablecer la pesca y frenar la sobrepesca

El pescado representa la principal fuente de proteínas, omega-3 y otros nutrientes esenciales para millones de personas en la Amazonía, desde pueblos indígenas hasta poblaciones urbanas (Heilpern *et al.*, 2021; Isaac y De Almeida, 2011). Aunque hay muchas especies comercialmente viables, las pesquerías más grandes e importantes se basan en un subconjunto de alrededor de 10 a 18 grupos de especies que se encuentran en y alrededor de las llanuras aluviales productivas y los estuarios (Barthem y Goulding, 2007). En el río Amazonas y sus afluentes, por ejemplo, 10 taxones (grupos de especies) contribuyen al 85% de la captura multiespecífica en peso (Barthem *et al.*, 2007; Doria *et al.*, 2018).

La restauración de las pesquerías en la Amazonía implica, en parte, abordar los problemas de sobrepesca mediante el desarrollo de prácticas de pesca sostenibles. Los datos han demostrado que importantes recursos pesqueros como la dourada (*Bra-*

chyplatystoma rousseauxii), la piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*) y el tambaqui (*Colossoma macropomum*) están sobreexplotados (p. ej., Goulding *et al.*, 2019; Tregidgo *et al.*, 2017). Se han observado disminuciones históricas en el tamaño promedio de las principales especies explotadas en toda la Amazonía (un proceso llamado “reducción de la pesca”) (Castello *et al.*, 2013). La sobrepesca se puede evitar regulando la pesca y mejorando e implementando el cumplimiento de las regulaciones. Se ha demostrado que el cumplimiento de regulaciones como los límites de tamaño mínimo o el cierre de la temporada es un factor importante en la recuperación de las poblaciones sobreexplotadas de Pirarucu o Paiche (*Arapaima gigas*) en la planicie de inundación del río Solimoes Medio-Amazonas (Castello *et al.*, 2011; Arantes *et al.* 2010). Sin embargo, la fiscalización en un área tan extensa y compleja como la Amazonía es muy difícil y costosa. Además, la falta de compromiso y participación de los usuarios (pescadores) ha generado problemas generalizados de oportunistas. Los esquemas de cogestión basados en compartir los derechos de propiedad y la responsabilidad de administrar los recursos entre los usuarios locales, el gobierno y otras partes interesadas pueden ayudar a superar estos problemas. La gestión conjunta también puede fortalecer las organizaciones locales, mejorar las relaciones entre las partes interesadas, crear mecanismos para restringir el acceso (es decir, definir límites), crear incentivos (por ejemplo, estrategias de marketing) y mejorar el cumplimiento de las normas (Arantes *et al.*, 2021).

Los esquemas de cogestión desarrollados para *Arapaima gigas* brindan un ejemplo de cómo las pesquerías pueden lograr resultados exitosos cuando la comunidad de pescadores está realmente comprometida y se le otorgan derechos y responsabilidades para administrar los recursos. En algunos casos, esto ha resultado tanto en el aumento de la población de *Arapaima gigas* como en una mayor participación de los pescadores en el proceso de gestión, ya que se beneficiaron de mayores ingresos monetarios (Castello *et al.*, 2009). Para expandir este esfuerzo, es extremadamente importante

fortalecer las organizaciones locales y mejorar las relaciones entre las partes interesadas, así como crear mecanismos para restringir el acceso (es decir, definir límites) e incentivos (por ejemplo, estrategias de mercadeo), y hacer cumplir las reglas y sancionar a los infractores. La evaluación de los precios promedio practicados en el mercado internacional (Barthem y Goulding, 2007) puede mejorar el reconocimiento del valor social y económico de la pesca en la región. Mejorar el valor de mercado del pescado también puede aumentar las ganancias de los pescadores y reducir la presión sobre las poblaciones.

Debido a que *Arapaima gigas* es una especie no migratoria, la comunidad puede percibir los beneficios del aumento de las poblaciones locales. Sin embargo, para abordar los problemas de sobrepesca relacionados con especies migratorias como *Brachyplatystoma rousseauxii* y *Colossoma macropomum*, se deben implementar esquemas de cogestión en grandes regiones, dentro de un marco de cuenca amplio que debe incluir tratados internacionales (Cruz et al., 2020). La cogestión asociada a medidas como políticas de cuotas y vedas con remuneración a los pescadores (como el *seguro defeso* en Brasil) puede jugar un papel adicional importante (De Almeida et al., 2015). Mantener la conectividad fluvial también es clave para el mantenimiento de sus poblaciones (Capítulos 20, 27 y 29).

La piscicultura ha ido creciendo en la región amazónica, alentada por los gobiernos locales, para satisfacer una alta demanda de pescado, así como una herramienta de gestión para reducir la presión pesquera sobre las poblaciones nativas. Sin embargo, la acuicultura industrial puede competir con la pesca artesanal, produciendo grandes cantidades de pescado y colocándolo más fácilmente en los grandes mercados, marginando el valor de los peces nativos (Pauly, 2018). Los beneficios de la acuicultura también están en manos de unos pocos productores, que pueden comercializar los productos a mayor escala que las comunidades pesqueras. Además, sin controles adecuados, la acuicultura puede ser responsable de la introducción de especies no autóctonas (Casimiro et al., 2018;

Latini et al., 2016; Orsi y Agostinho, 1999). Estas especies no nativas pueden volverse invasoras, cambiando la estructura de las poblaciones de peces nativos y las interacciones del ecosistema, afectando así actividades humanas como la pesca (Attayde, 2011; Bailly et al., 2008; Bezerra et al., 2019; Coca Méndez et al., 2012; Simberloff y Rejmánek, 2011; Vitule et al., 2009, 2012). Los ejemplos incluyen *Arapaima gigas* en la parte alta del río Madeira y la tilapia *Oreochromis niloticus* en diferentes regiones de la Amazonía (Carvajal-Vallejos et al., 2011; Lizarro et al., 2017; Doria et al. 2020). Las opciones técnicas para recuperar las poblaciones autóctonas podrían incluir la eliminación de especies no autóctonas fomentando la pesca dirigida a estas especies (Britton et al., 2009; Ribeiro et al., 2015).

Lorenzen et al. (2013) propusieron que el control del esfuerzo de pesca, el hábitat (restauración, rehabilitación) y la mejora basada en la acuicultura son los medios principales por los cuales se puede sostener y mejorar la pesca. Es posible que se logren ganancias multiplicativas a través de una combinación de estos enfoques, pero se necesita más investigación para comprender los factores que contribuyen al éxito o al fracaso, y se debe alentar la aplicación de un enfoque más metódico y científico para la restauración de las pesquerías. Debemos pasar de tratar los síntomas a desarrollar un enfoque sistemático para recopilar y analizar datos, evaluar cuencas, identificar problemas críticos y formular planes de cuencas para abordar esos problemas (Taylor et al., 2017).

28.4.2.2 Restauración de llanuras aluviales

Las llanuras aluviales están amenazadas por una combinación de factores estresantes, incluyendo la pérdida de conectividad hidrológica y hábitat, los cuales tienen efectos en cascada en la biota e impactan negativamente en la producción y diversidad de peces locales y regionales (Arantes et al., 2019b). Los ecosistemas de llanuras aluviales amazónicas abarcan alrededor de $8,4 \times 10^5$ km², el 14% del total de la cuenca Amazónica (Hess et al., 2015). Se mantienen mediante ciclos de inundaciones estacionales, con un pulso de inundación que remo-

viliza los sedimentos del lecho del río e impulsa intercambios laterales de materiales orgánicos e inorgánicos entre los canales de los ríos y los hábitats de las llanuras aluviales, lo que influye en los ciclos biogeoquímicos y aumenta la producción biológica (Junk *et al.* 1989). Estas llanuras aluviales son ecosistemas heterogéneos y dinámicos que se encuentran entre los más diversos del planeta, incluyendo comunidades de plantas especiadas (p. ej., comunidades de macrófitas herbáceas y acuáticas, arbustos y árboles) (Junk *et al.*, 2012; Hess *et al.*, 2015). Estas plantas, en particular los bosques, brindan a los peces y otros organismos acuáticos importantes recursos alimentarios y acceso estacional a hábitats críticos de vivero y refugio (Arantes *et al.*, 2019a; Goulding, 1980). Estudios recientes han demostrado que la cubierta forestal se correlaciona positivamente con la biomasa y la diversidad de peces y los rendimientos pesqueros (Arantes *et al.*, 2019a; Castello *et al.*, 2018).

A pesar de su importancia, las llanuras aluviales están amenazadas por una combinación de factores estresantes, incluyendo la pérdida de conectividad hidrológica y hábitat. Varias represas grandes y pequeñas están operando y planificadas para las llanuras aluviales amazónicas (p. ej., Madeira, Xingu, Tapajós), lo que genera alteraciones en la hidrológica del río y la dinámica de sedimentos/nutrientes (Forsberg *et al.*, 2017). Aunque aún falta una evaluación de la deforestación en estos ecosistemas a nivel de toda la cuenca, durante los últimos 40 años se deforestaron grandes áreas de llanuras aluviales en la parte baja del río Amazonas para la agricultura (Reno *et al.* 2018). Las plantaciones de yute (*Corchorus capsularis*) y la ganadería resultaron en una pérdida del 56% de la cubierta forestal de las llanuras aluviales para 2008 en el bajo Amazonas (Reno *et al.* 2011), mientras que incluso las áreas boscosas se están empobreciendo por la intensificación de la producción de acai (Freitas *et al.*, 2015). Los cambios en la hidrológica y la deforestación tienen efectos en cascada en los conjuntos de vertebrados e impactan negativamente en la producción y diversidad de peces a escala local y regional (Arantes *et al.*, 2019a).

La restauración de las llanuras aluviales requiere la recuperación de los regímenes naturales de pulsos de inundación y la conexión de las llanuras aluviales y los hábitats que son esenciales para sustentar la biodiversidad y los servicios que sustentan estos ecosistemas. Un primer paso hacia un marco de gestión de toda la cuenca es la recopilación y difusión de datos y, del mismo modo, cualquier medida de restauración de las llanuras aluviales requerirá como referencia una base estándar sobre sistemas no modificados. Por lo tanto, es esencial implementar y difundir sistemas efectivos de monitoreo de la hidrológica y la cobertura del suelo en las llanuras aluviales de toda la cuenca (p. ej., basados en sensores, imágenes satelitales, medidores). Las métricas de variabilidad interanual e intra-anual en la conectividad hidrológica pueden ayudar a proporcionar estándares para definir medidas prácticas para recuperar la conectividad, como modificar el diseño y las características operativas, o incluso eliminar represas (ver la sección 28.4.2).

Los programas de restauración de llanuras aluviales se pueden lograr a través de asociaciones colaborativas y la participación de las partes interesadas (McGrath *et al.*, 2008). Los ejemplos incluyen iniciativas para reforestar diques y replantar macrófitos acuáticos en el Bajo Amazonas. Se utilizó la discusión entre los actores para ayudar a definir los objetivos y la planificación del proyecto, seleccionar y recolectar semillas y producir plántulas (McGrath *et al.*, 2008). Se han realizado otros experimentos para restaurar las comunidades de macrófitos acuáticos en los márgenes y superficies de los lagos y para controlar la erosión (Comunicación personal de Arantes; McGrath y Crossa 1998). Desafortunadamente, estas iniciativas experimentales a menudo se ven socavadas por el pastoreo descontrolado del ganado en las llanuras aluviales. Por lo tanto, implementar programas exitosos de restauración de llanuras aluviales requiere abordar las regulaciones de pastoreo de ganado. También se beneficiaría del desarrollo de programas de participación con las comunidades pesqueras, para comprender los desafíos al tiempo que aumenta la

CUADRO 28.2 Restauración de bosques de llanuras aluviales: el estudio de caso del lago Batata

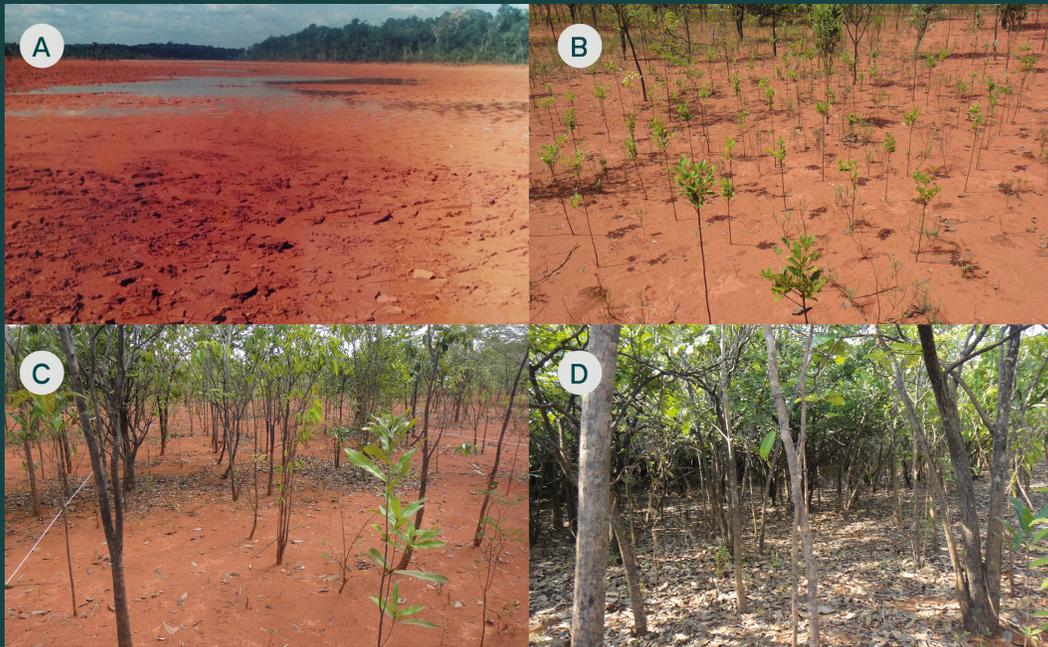


Figura B.28.2. A. Minería de sedimentos en el lago Batata, PA, Brasil, en período de aguas bajas (diciembre) antes de la intervención para la siembra de plántulas de especies de igapó. B. Sedimento minero en el lago Batata, PA, Brasil, en período de aguas bajas (diciembre), plantado con especies de igapó. Plantas más grandes de unos 15 años y plantas más pequeñas de unos 2 años. C. Sedimento minero en el lago Batata, PA, Brasil, en período de aguas bajas (diciembre), plantado con especies de igapó. Plantas más grandes de unos 20 años. D. Sedimento minero en el lago Batata, PA, Brasil, en período de aguas bajas (diciembre), plantado con especies de igapó de alrededor de 20 años. Además del cierre del dosel, es posible observar el reclutamiento de plántulas y la acumulación de hojarasca sobre los relaves de bauxita, aspectos que indican la sustentabilidad de la siembra.

La complejidad, el alto costo y los compromisos a largo plazo necesarios para los esfuerzos exitosos de restauración después de la contaminación se demuestran en el lago Batata, un ecosistema de llanura aluvial adyacente al río de aguas claras Trombetas en Pará (Brasil). Entre 1979 y 1989, se depositaron continuamente millones de metros cúbicos de relaves de bauxita en el lago Batata. Como resultado, una capa de relaves de 2-5 m enterró alrededor de 600 hectáreas del lago, equivalente a ~30% del área del lago durante la temporada de inundaciones, y desaparecieron vastas áreas de vegetación de *igapó* (Bozelli et al., 2000). Un programa de restauración a largo plazo comenzó a principios de la década de 1990 y ha estado en curso durante casi 30 años; se considera el esfuerzo de restauración a mayor escala en un ecosistema amazónico inundado estacionalmente (Scarano et al., 2018). La restauración del sustrato estéril recién depositado se complicó por la baja disponibilidad de nutrientes típica de los ecosistemas de *igapó*. Como resultado, se llevó a cabo una restauración activa y se plantaron aproximadamente medio millón de individuos de varias especies de árboles de *igapó* entre 1993 y 2005, centrándose en las áreas donde no se estaba produciendo la regeneración natural. Para evitar la eutrofización, la restauración evitó los fertilizantes químicos y, en cambio, hizo un uso exitoso de la hojarasca de los *igapós* prístinos cercanos (Dias et al. 2012). Para 2018, el efecto combinado de la regeneración natural e intervenida por el hombre resultó en el restablecimiento de la vegetación de *igapó* en casi el 70% del área impactada, y la velocidad de recuperación estuvo asociada con la topografía, las especies introducidas y los patrones de inundación. Sin embargo, las similitudes florísticas con los sitios nativos no impactados siguen siendo moderadas en la mayor parte del área impactada; las estimaciones sugieren que algunas áreas pueden tardar más de 75 años en restaurarse a niveles similares a los de los ecosistemas de *igapó* no afectados. El equipo multidisciplinario de expertos involucrados en los esfuerzos de restauración sostiene que la selección de especies, la adición de hojarasca y semillas, y el monitoreo continuo son clave para una trayectoria de sucesión acelerada en la restauración de los ecosistemas de *igapó* amazónicos (Scarano et al 2018)

conciencia de los beneficios de recuperar los hábitats de las llanuras aluviales.

28.5 Indicadores de éxito

La amplia gama de técnicas de restauración descritas anteriormente proporciona un conjunto de herramientas para acciones de restauración sitio específicas y del objetivo planteado, pero ¿cómo evalúa el éxito o el fracaso? Esto es clave para comprender los factores que sustentan el desempeño de la restauración, aprender de ellos de manera adaptativa para informar las políticas y mejorar las intervenciones en el futuro, rastrear los compromisos nacionales contraídos para el cambio climático y la biodiversidad, y hacer que las empresas rindan cuentas. Pero a pesar de las muchas ventajas, en restauración dicho monitoreo y evaluación rara vez se lleva a cabo de manera integral (Murcia *et al.*, 2016; Suding, 2011).

Hay una amplia gama de indicadores potenciales de éxito (p. ej., Ruiz-Jaén y Mitchell Aide, 2005; Stanturf *et al.*, 2015), y varían mucho en cuanto a su facilidad y escalabilidad. Por ejemplo, las plataformas de código abierto como MapBiomás significan que los cambios anuales en la cubierta forestal se pueden evaluar en toda la Amazonía con una precisión razonable. Sin embargo, los cambios específicos a nivel de propiedad o paisaje y cuenca probablemente requerirán evaluaciones más personalizadas e imágenes de mayor resolución (DRA de Almeida *et al.*, 2020). Esto es especialmente importante cuando la restauración se enfoca en franjas estrechas o parches pequeños, incluyendo las zonas ribereñas; o en amortiguar los bordes de los bosques existentes; o desarrolla sistemas agroforestales en lugar de bosques de dosel cerrado; o se enfoca en sistemas acuáticos, ecosistemas no forestales o fauna.

Una comprensión más detallada del éxito de la restauración requerirá evaluaciones sobre el terreno para evaluar las reservas de carbono, la biodiversidad, las condiciones acuáticas o los valores socioeconómicos (Wortley *et al.*, 2013). El monitoreo podría abarcar diferentes propiedades de la común-

idad de plantas, como la cobertura del dosel, el área basal y la densidad y riqueza de las plantas en regeneración (Chaves *et al.*, 2015; Suganuma y Durigan, 2015). Estos indicadores son mucho más difíciles de recopilar a escala local y deben definirse de manera participativa con las partes interesadas locales para garantizar que su muestreo sea rentable, realista dada la experiencia y los recursos disponibles, y sostenible en el tiempo (Evans *et al.*, 2018). La nueva tecnología, como la aplicación móvil Ictio, que está diseñada para recopilar información estandarizada sobre pesquerías de usuarios individuales a escala local, proporciona un ejemplo de una posible solución. Se deben desarrollar herramientas prácticas adicionales que utilicen criterios simples para evaluar los proyectos de restauración obligatorios en el contexto de las políticas públicas (Chaves *et al.*, 2015). Finalmente, necesitamos aprender de los esfuerzos de monitoreo y evaluación; la información debe agruparse, analizarse y usarse para crear una comprensión integral de la eficacia basada en la evidencia. Esta información también puede apoyar el desarrollo de herramientas de modelado que sean capaces de simular diferentes escenarios de restauración, brindando a las partes interesadas un medio para tomar la decisión más adecuada y seleccionar el programa de restauración que mejor se adapte a sus objetivos. La inclusión de una amplia gama de partes interesadas será esencial en este proceso (Capítulo 29).

28.6 Conclusión

Hay muchas oportunidades de restauración que son relevantes y técnicamente factibles en diversos contextos amazónicos; la Alianza para la Restauración en la Amazonía ha identificado 2.773 iniciativas terrestres solo en la Amazonía brasileña, cubriendo alrededor de 1.130 km² (Alianza para la Restauración en la Amazonía, 2020). Sin embargo, muchos de los enfoques de restauración son a pequeña escala, con un 79% de menos de 5 ha (Alliance for Restoration in the Amazon, 2020). También son costosos y enfrentan desafíos importantes con la escalabilidad espacial y temporal. Resolver esto requiere un amplio programa de inver-

sión, diálogo y priorización (Alianza para la Restauración en la Amazonía, 2020), y siempre debe considerar prioridades y co-beneficios a través de los paisajes y la cuenca (Capítulo 29). Finalmente, la restauración solo debe verse como un último recurso. Para vastas áreas de la Amazonía, el objetivo principal debería ser evitar la necesidad de una restauración futura conservando bosques y cuerpos de agua intactos (Capítulo 27).

28.7 Referencias

- Affonso A, Barbosa C, and Novo E. 2011. Water quality changes in floodplain lakes due to the Amazon River flood pulse: Lago Grande de Curuaí (Pará). *Brazilian J Biol* **71**: 601–10.
- Agostinho A, Pelicice F, and Gomes L. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J Biol* **68**: 1119–32.
- Alliance for restoration in the Amazon. 2021. Forest Landscape Restoration in the Amazon Overview and Paths Restoration. In: Celentano D, Jakovac C (Eds). Overview and Paths to Follow.
- Almeida DRA, Stark SC, Schiatti J, *et al.* 2019. Persistent effects of fragmentation on tropical rainforest canopy structure after 20 yr of isolation. *Ecol Appl* **29**.
- Almeida RM, Shi Q, Gomes-Selman JM, *et al.* 2019. Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. *Nat Commun* **10**: 1–9.
- Almeida D, Stark SC, Valbuena R, *et al.* 2020. A new era in forest restoration monitoring. *Restor Ecol* **28**: 8–11.
- Alvarez-Risco A, Rosen MA, and Del-Aguila-Arcenales S. 2020. A New Regulation for Supporting a Circular Economy in the Plastic Industry: The Case of Peru (Short Communication). *J Landsc Ecol* **13**: 1–3.
- ANA. 2017. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília - DF.
- Anderson EP, Jenkins CN, Heilpern S, *et al.* 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Sci Adv* **4**: eaao1642.
- Aragão LEOC, Anderson LO, Fonseca MG, *et al.* 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nat Commun* **9**: 536.
- Arantes CC, Castello L, Basurto X, *et al.* 2021. Institutional effects on ecological outcomes of community-based management of fisheries in the Amazon. *Ambio*.
- Arantes CC, Winemiller KO, Asher A, *et al.* 2019. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Sci Rep* **9**: 16684.
- Asner GP, Knapp DE, Broadbent EN, *et al.* 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* **310**: 480–2.
- Asner GP, Llactayo W, Tupayachi R, and Luna ER. 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proc Natl Acad Sci* **110**: 18454–9.
- Attayde JL. 2011. Impactos da introdução da tilápia do Nilo nas pescarias de um reservatório tropical no nordeste do Brasil. *Gestão da Pesca e Ecol* **18**: 437–43.
- Avila AL de Ruschel AR, Carvalho JOP de, *et al.* 2015. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. *Biol Conserv* **191**: 577–86.
- Bailly D, Agostinho AA, and Suzuki HI. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Res Appl* **24**: 1218–29.
- Bardgett RD and Wardle DA. 2010. Aboveground-belowground linkages: biotic interactions, ecosystem processes, and global change. Oxford University Press.
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, *et al.* 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 18555–60.
- Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, *et al.* 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* **535**: 144–7.
- Barlow J and Peres CA. 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1787–94.
- Barlow J and Peres CA. 2004. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecol Appl* **14**: 1358–73.
- Barrios E, Sileshi GW, Shepherd K, and Sinclair F. 2012. Agroforestry and Soil Health: Linking Trees, Soil Biota, and Ecosystem Services. In: Soil Ecology and Ecosystem Services. Oxford University Press.
- Barthem R and Goulding M. 2007. Um ecossistema inesperado. A Amazônia revelada pela pesca. Peru: Amazon Conservation Association.
- Barthem R, Goulding M, and others. 2007. An unexpected ecosystem: the Amazon as revealed by fisheries. Missouri Botanical Garden Press.
- Baxter RM. 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments. *Annu Rev Ecol Syst* **8**: 255–83.
- Bednarek AT. 2001. Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. *Environ Manage* **27**: 803–14.
- Bendahan AB, Pocard-Chapuis R, Medeiros RD de, *et al.* 2018. Management and labour in an integrated crop-livestock-forestry system in Roraima, Brazilian Amazonia. *Cah Agric* **27**: 25005.
- Berenguer E, Ferreira J, Gardner TA, *et al.* 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob Chang Biol* **20**: 3713–26.
- Berenguer E, Lennox GD, Ferreira J, *et al.* 2021. Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci* **118**: e2019377118.
- Bernard B and Lux A. 2016. How to feed the world sustainably: an overview of the discourse on agroecology and sustainable intensification. *Reg Environ Chang* **2016** **17**: 1279–90.
- Bernhardt ES. 2005. ECOLOGY: Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science* **308**: 636–7.
- Bezerra LAV, Freitas MO, Daga VS, *et al.* 2019. A network meta-analysis of threats to South American fish biodiversity. *Fish Fish*: faf.12365.
- Bogoni JA, Peres CA, and Ferraz KMPMB. 2020. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale

- analysis across the Neotropics. *Sci Rep* **10**: 14750.
- Bourgoin C, Betbeder J, Couteron P, *et al.* 2020. UAV-based canopy textures assess changes in forest structure from long-term degradation. *Ecol Indic* **115**: 106386.
- Bozelli RL, Esteves FDA, and Roland F. Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Brancalion PHS, Almeida DRA de, Vidal E, *et al.* 2018. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Sci Adv* **4**.
- Brando PM, Balch JK, Nepstad DC, *et al.* 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc Natl Acad Sci* **111**: 6347–52.
- Brando PM, Paolucci L, Ummenhofer CC, *et al.* 2019. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu Rev Earth Planet Sci* **47**: 555–81.
- Brando PM, Silvério D, Maracahipes-Santos L, *et al.* 2019. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO₂ and H₂O fluxes. *Glob Chang Biol* **25**: 2855–68.
- Breed MF, Stead MG, Ottewell KM, *et al.* 2013. Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. *Conserv Genet* **14**: 1–10.
- Broadbent EN, Asner GP, Keller M, *et al.* 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* **141**: 1745–57.
- Bullock EL, Woodcock CE, Souza C, and Olofsson P. 2020. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. *Glob Chang Biol* **26**: 2956–69.
- Bunn SE. 2016. Grand Challenge for the Future of Freshwater Ecosystems. *Front Environ Sci* **4**.
- Camargo JLC and Kapos V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *J Trop Ecol* **11**: 205–21.
- Camargo PHSA, Pizo MA, Brancalion PHS, and Carlo TA. 2020. Fruit traits of pioneer trees structure seed dispersal across distances on tropical deforested landscapes: Implications for restoration (A Hampe, Ed). *J Appl Ecol* **57**: 2329–39.
- Caravaca F, Barea JM, Figueroa D, and Roldán A. 2002. Assessing the effectiveness of mycorrhizal inoculation and soil compost addition for enhancing reforestation with *Olea europaea* subsp. *sylvestris* through changes in soil biological and physical parameters. *Appl Soil Ecol* **20**: 107–18.
- Caravaca F, Barea JM, Palenzuela J, *et al.* 2003. Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native or allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi. *Appl Soil Ecol* **22**: 103–11.
- Carvajal-Vallejos FM, Paul A. Van Damme, Cordova L, and Coca C. 2011. La introducción de *Arapaima gigas* paiche. *Los Peces Y Delfines La Amaz Bolív Hábitats, Potencialidades Y Amenazas*: 367–95.
- Casimiro ACR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, *et al.* 2018. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia* **35**: 1–6.
- Castello L, Hess LL, Thapa R, *et al.* 2018. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish Fish* **19**: 431–40.
- Castello L, McGrath DG, and Beck PSA. 2011. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fish Res* **110**: 356–64.
- Castello L, Viana JP, Watkins G, *et al.* 2009. Lessons from integrating fishers of arapaima in small-scale fisheries management at the Mamirauá Reserve, Amazon. *Environ Manage* **43**: 197–209.
- Chaves RB, Durigan G, Brancalion PHS, and Aronson J. 2015. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restor Ecol* **23**: 754–9.
- Chazdon RL, Brancalion PHS, Lamb D, *et al.* 2017. A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration. *Conserv Lett* **10**: 125–32.
- Chazdon RL, Broadbent EN, Rozendaal DMA, *et al.* 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci Adv* **2**: e1501639.
- Chazdon RL, Gutierrez V, Brancalion PHS, *et al.* 2020. Co-Creating Conceptual and Working Frameworks for Implementing Forest and Landscape Restoration Based on Core Principles. *Forests* **11**: 706.
- Chazdon RL, Peres CA, Dent D, *et al.* 2009. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conserv Biol* **23**: 1406–17.
- Chazdon RL and Uriarte M. 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* **48**: 709–15.
- Chazdon R and Brancalion P. 2019. Restoring forests as a means to many ends. *Science* **365**: 24–5.
- Ciccarese L, Mattsson A, and Pettenella D. 2012. Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. *New For* **43**: 543–60.
- Clement CR, Denevan WM, Heckenberger MJ, *et al.* 2015. The domestication of Amazonia before European conquest. *Proc R Soc B Biol Sci* **282**: 20150813.
- Coca Méndez C, Rico López G, Carvajal-Vallejos FM, *et al.* 2012. Cadena de valor del pescado en el norte amazónico de Bolivia: contribución de especies nativas y de una especie introducida (el paiche-*Arapaima gigas*). *Investig Ambient PIEB*.
- Cohen-Shacham E, Walters G, Janzen C, and Maginnis S (Eds). 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN International Union for Conservation of Nature.
- Collard F, Gasperi J, Gabrielsen GW, and Tassin B. 2019. Plastic Particle Ingestion by Wild Freshwater Fish: A Critical Review. *Environ Sci Technol* **53**: 12974–88.
- Couic E, Grimaldi M, Alphonse V, *et al.* 2018. Mercury behaviour and C, N, and P biogeochemical cycles during ecological restoration processes of old mining sites in French Guiana. *Environ Sci Process Impacts* **20**: 657–72.
- Crouzeilles R, Curran M, Ferreira MS, *et al.* 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nat Commun* **7**: 11666.
- Cruz REA, Kaplan DA, Santos PB, *et al.* 2021. Trends and environmental drivers of giant catfish catch in the lower Amazon River. *Mar Freshw Res* **72**: 647.
- Cruz DC da, Benayas JMR, Ferreira GC, *et al.* 2021. An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. *New For* **52**: 1–16.
- Sousa SGA de, Wandelli E V, Garcia LC, *et al.* 2012. Sistemas

- agrofloretais para a agricultura familiar da Amazônia. In: ABC da agricultura Familiar. Embrapa Amazônia Ocidental.
- De-la-Torre GE. 2020. Microplastics: an emerging threat to food security and human health. *J Food Sci Technol* **57**: 1601–8.
- Denich M, Vlek P, Deabreusa T, *et al.* 2005. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agric Ecosyst Environ* **110**: 43–58.
- Dias-Filho MB. 2019. Breve histórico das pesquisas em recuperação de pastagens degradadas na Amazônia. *Bras[il]ijlia, DF Embrapa*.
- Diepens NJ and Koelmans AA. 2018. Accumulation of Plastic Debris and Associated Contaminants in Aquatic Food Webs. *Environ Sci Technol* **52**: 8510–20.
- Diringer SE, Feingold BJ, Ortiz EJ, *et al.* 2015. River transport of mercury from artisanal and small-scale gold mining and risks for dietary mercury exposure in Madre de Dios, Peru. *Environ Sci Process Impacts* **17**: 478–87.
- Doria CRC, Duponchelle F, Lima MAL, *et al.* 2018. Review of Fisheries Resource Use and Status in the Madeira River Basin (Brazil, Bolivia, and Peru) Before Hydroelectric Dam Completion. *Rev Fish Sci Aquac* **26**: 494–514.
- Edwards DP, Larsen TH, Docherty TDS, *et al.* 2011. Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests. *Proc R Soc B Biol Sci* **278**: 82–90.
- Edwards DP, Massam MR, Haugaasen T, and Gilroy JJ. 2017. Tropical secondary forest regeneration conserves high levels of avian phylogenetic diversity. *Biol Conserv* **209**: 432–9.
- Efroymsen RA, Nicolette JP, and Suter GW. 2004. A Framework for Net Environmental Benefit Analysis for Remediation or Restoration of Contaminated Sites. *Environ Manage* **34**: 315–31.
- Elias F, Ferreira J, Lennox GD, *et al.* 2020. Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested Amazonian landscapes. *Ecology* **101**.
- Espirito-Santo FDB, Gloor M, Keller M, *et al.* 2014. Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nat Commun* **5**: 3434.
- Evans K, Guariguata MR, and Brancalion PHS. 2018. Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration. *Conserv Biol* **32**: 525–34.
- Fagan ME, Reid JL, Holland MB, *et al.* 2020. How feasible are global forest restoration commitments? *Conserv Lett* **13**.
- FAO. 2018. Future of food and agriculture 2018: Alternative pathways to 2050. Food and Agriculture ORG.
- Fearnside PM. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conserv Biol* **19**: 680–8.
- Fearnside PM. 1989. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the Pharaohs in Amazonia. *Environ Manage* **13**: 401–23.
- Ferreira J, Lennox GD, Gardner TA, *et al.* 2018. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. *Nat Clim Chang* **8**: 744–9.
- Finer M, Babbitt B, Novoa S, *et al.* 2015. Future of oil and gas development in the western Amazon. *Environ Res Lett* **10**: 024003.
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, *et al.* 2017. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 4442–6.
- Forsberg BR, Melack JM, Dunne T, *et al.* 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS One* **12**: e0182254.
- Fraser B. 2018. Peru's oldest and largest Amazonian oil field poised for clean up. *Nature* **562**: 18–9.
- Freitas MAB, Vieira ICG, Albernaz ALKM, *et al.* 2015. Floristic impoverishment of Amazonian floodplain forests managed for açai fruit production. *For Ecol Manage* **351**: 20–7.
- Furumo PR and Lambin EF. 2020. Scaling up zero-deforestation initiatives through public-private partnerships: A look inside post-conflict Colombia. *Glob Environ Chang* **62**: 102055.
- Gann GD, McDonald T, Walder B, *et al.* 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restor Ecol* **27**.
- Garrett RD, Koh I, Lambin EF, *et al.* 2018. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Glob Environ Chang* **53**: 233–43.
- Garrett RD, Levy S, Carlson KM, *et al.* 2019. Criteria for effective zero-deforestation commitments. *Glob Environ Chang* **54**: 135–47.
- Garrett RD, Gardner TA, Morello TF, *et al.* 2017. Explaining the persistence of low income and environmentally degrading land uses in the Brazilian Amazon. *Ecol Soc* **22**: art27.
- Gastauer M, Cavalcante RBL, Caldeira CF, and Nunes S de S. 2020. Structural Hurdles to Large-Scale Forest Restoration in the Brazilian Amazon. *Front Ecol Evol* **8**: 593557.
- Genes L, Fernandez FAS, Vaz-de-Mello FZ, *et al.* 2019. Effects of howler monkey reintroduction on ecological interactions and processes. *Conserv Biol* **33**: 88–98.
- Gerolin CR, Pupim FN, Sawakuchi AO, *et al.* 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Sci Total Environ* **749**: 141604.
- Gerssen-Gondelach SJ, Lauwerijssen RBG, Havlik P, *et al.* 2017. Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems: Impacts on GHG emissions, land occupation and land use change. *Agric Ecosyst Environ* **240**: 135–47.
- Gerwing JJ. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *For Ecol Manage* **157**: 131–41.
- Giarrizzo T, Andrade MC, Schmid K, *et al.* 2019. Amazonia: the new frontier for plastic pollution. *Front Ecol Environ* **17**: 309–10.
- Gil JDB, Garrett RD, Rotz A, *et al.* 2018. Tradeoffs in the quest for climate smart agricultural intensification in Mato Grosso, Brazil. *Environ Res Lett* **13**: 64025.
- Gilman AC, Letcher SG, Fincher RM, *et al.* 2016. Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. *Biotropica* **48**: 798–808.
- Gilroy JJ, Woodcock P, Edwards FA, *et al.* 2014. Cheap carbon and biodiversity co-benefits from forest regeneration in a hotspot of endemism. *Nat Clim Chang* **4**: 503–7.
- Goulding M. 1980. The fishes and the forest: Explorations in Amazonian natural history [Brazil]. Univ of California Press.
- Goulding M, Venticinque E, Ribeiro ML de B, *et al.* 2019. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish Fish* **20**: 138–58.

- Griscom HP, Griscom BW, and Ashton MS. 2009. Forest Regeneration from Pasture in the Dry Tropics of Panama: Effects of Cattle, Exotic Grass, and Forested Riparia. *Restor Ecol* **17**: 117–26.
- Grossnickle S and Ivetic V. 2017. Direct Seeding in Reforestation – A Field Performance Review. *REFORESTA*: 94–142.
- Guedron S, Grimaldi M, Grimaldi C, *et al.* 2011. Amazonian former gold mined soils as a source of methylmercury: Evidence from a small scale watershed in French Guiana. *Water Res* **45**: 2659–69.
- Harris J. 2009. Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers? *Science* **325**: 573–4.
- Harrison RD, Tan S, Plotkin JB, *et al.* 2013. Consequences of defaunation for a tropical tree community (V Novotny, Ed). *Ecol Lett* **16**: 687–94.
- Heilpern SA, Fiorella K, Cañas C, *et al.* 2021. Substitution of inland fisheries with aquaculture and chicken undermines human nutrition in the Peruvian Amazon. *Nat Food* **2**: 192–7.
- Heinrich VHA, Dalagnol R, Cassol HLG, *et al.* 2021. Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. *Nat Commun* **12**: 1785.
- Herrera-R GA, Oberdorff T, Anderson EP, *et al.* 2020. The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. *Glob Chang Biol* **26**: 5509–23.
- Hess LL, Melack JM, Affonso AG, *et al.* 2015. Wetlands of the Lowland Amazon Basin: Extent, Vegetative Cover, and Dual-season Inundated Area as Mapped with JERS-1 Synthetic Aperture Radar. *Wetlands* **35**: 745–56.
- HLPE. 2017. High Level Panel of Experts. 2017. Nutrition and food systems. *Comm o World Food Secur* **44**: 1–152.
- HLPE. 2019. Agroecological and other innovative approaches for sustainable agriculture and food systems that enhance food security and nutrition. *A Rep by High Lev Panel Expert Food Secur Nutr Comm World Food Secur*: 1–162.
- Iriarte J, Robinson M, Souza J de, *et al.* 2020. Geometry by Design: Contribution of Lidar to the Understanding of Settlement Patterns of the Mound Villages in SW Amazonia. *J Comput Appl Archaeol* **3**: 151–69.
- Isaac VJ and Almeida MC. 2011. El Consumo de pescado en la Amazonía brasileña.
- Jakovac CC, Junqueira AB, Crouzeilles R, *et al.* 2021. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biol Rev* **96**: 1114–34.
- Jakovac CC, Peña-Claros M, Mesquita RCG, *et al.* 2016. Swiddens under transition: Consequences of agricultural intensification in the Amazon. *Agric Ecosyst Environ* **218**: 116–25.
- Jia P, Liang J, Yang S, *et al.* 2020. Plant diversity enhances the reclamation of degraded lands by stimulating plant–soil feedbacks (P De Frenne, Ed). *J Appl Ecol* **57**: 1258–70.
- Jia, L., Evans, S., & van der Linden, S. (2019). Motivating actions to mitigate plastic pollution. *Nature communications*, 10(1), 1–3.
- Junk WJ, Piedade MTF, Schöngart J, and Wittmann F. 2012. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). *Wetl Ecol Manag* **20**: 461–75.
- Kalamandeen M, Gloor E, Johnson I, *et al.* 2020. Limited biomass recovery from gold mining in Amazonian forests. *J Appl Ecol* **57**: 1730–40.
- Kalamandeen M, Gloor E, Mitchard E, *et al.* 2018. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. *Sci Rep* **8**: 1600.
- Keefe K, Schulze MD, Pinheiro C, *et al.* 2009. Enrichment planting as a silvicultural option in the eastern Amazon: Case study of Fazenda Cauaxi. *For Ecol Manage* **258**: 1950–9.
- Kemenes A, Forsberg BR, and Melack JM. 2011. CO 2 emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *J Geophys Res* **116**: G03004.
- Kemenes A, Forsberg BR, and Melack JM. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophys Res Lett* **34**.
- Kemp PS and O’hanley JR. 2010. Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fish Manag Ecol*: no-no.
- Kutralam-Muniasamy G, Pérez-Guevara F, Elizalde-Martínez I, and Shruti VC. 2020. Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. *Environ Pollut* **267**: 115463.
- Lacerot G, Lozoya JP, and Teixeira de Mello F. 2020. Plásticos en ecosistemas acuáticos: presencia, transporte y efectos. *Ecosistemas* **29**.
- Lamb D, Erskine PD, and Parrotta JA. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* **310**: 1628–32.
- Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, *et al.* 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat Clim Chang* **4**: 27–35.
- Latawiec AE, Strassburg BBN, Valentim JF, *et al.* 2014. Intensification of cattle ranching production systems: socioeconomic and environmental synergies and risks in Brazil. *Animal* **8**: 1255–63.
- Latini AO, Oporto LT, Lima-Júnior DP, *et al.* 2016. Espécies Exóticas Invasoras de Águas Continentais no Brasil.
- Laurance WF, Goosem M, and Laurance SGW. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends Ecol Evol* **24**: 659–69.
- Leitold V, Morton DC, Longo M, *et al.* 2018. El Niño drought increased canopy turnover in Amazon forests. *New Phytol* **219**: 959–71.
- Lennox GD, Gardner TA, Thomson JR, *et al.* 2018. Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. *Glob Chang Biol* **24**: 5680–94.
- Lizarro D, Torres L, Rodal PA, and Moreno-Aulo F. 2017. Primer registro del paiche, *Arapaima gigas* (Schinz 1822)(Osteoglossiformes: Arapaimidae) en el río Mamoré, Beni (Bolivia). *Ecol en Bolív* **52**: 33–7.
- Lobo F, Costa M, Novo E, and Telmer K. 2016. Distribution of Artisanal and Small-Scale Gold Mining in the Tapajós River Basin (Brazilian Amazon) over the Past 40 Years and Relationship with Water Siltation. *Remote Sens* **8**: 579.
- Lorenzen K, Agnalt A-L, Blankenship HL, *et al.* 2013. Evolving Context and Maturing Science: Aquaculture-Based Enhancement and Restoration Enter the Marine Fisheries Management Toolbox. *Rev Fish Sci* **21**: 213–21.
- Lovelock CE and Ewel JJ. 2005. Links between tree species, symbiotic fungal diversity and ecosystem functioning in simplified tropical ecosystems. *New Phytol* **167**: 219–28.
- Macdonald SE, Landhäuser SM, Skousen J, *et al.* 2015. Forest

- restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. *New For* **46**: 703–32.
- Maclin E and Sicchio M. 1999. Dam removal success stories. In: Restoring Rivers Through Selective Removal of Dams That Don't Make Sense. Washington, D. C.: American Rivers, Friends of the Earth, and Trout Unlimited.
- Maddela NR, Scalvenzi L, and Venkateswarlu K. 2017. Microbial degradation of total petroleum hydrocarbons in crude oil: a field-scale study at the low-land rainforest of Ecuador. *Environ Technol* **38**: 2543–50.
- Mansourian S. 2018. In the eye of the beholder: Reconciling interpretations of forest landscape restoration. *L Degrad Dev* **29**: 2888–98.
- Marquardt K, Milestad R, and Salomonsson L. 2013. Improved fallows: a case study of an adaptive response in Amazonian swidden farming systems. *Agric Human Values* **30**: 417–28.
- Martha GB, Alves E, and Contini E. 2012. Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. *Agric Syst* **110**: 173–7.
- Matricardi EAT, Skole DL, Costa OB, et al. 2020. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* **369**: 1378–82.
- Mayorga E, Aufdenkampe AK, Masiello CA, et al. 2005. Young organic matter as a source of carbon dioxide outgassing from Amazonian rivers. *Nature* **436**: 538–41.
- McCracken SF and Forstner MRJ. 2014. Oil Road Effects on the Anuran Community of a High Canopy Tank Bromeliad (*Aechmea zebрина*) in the Upper Amazon Basin, Ecuador (DL Roberts, Ed). *PLoS One* **9**: e85470.
- McGrath DG, Cardoso A, Almeida OT, and Pezzuti J. 2008. Constructing a policy and institutional framework for an ecosystem-based approach to managing the Lower Amazon floodplain. *Environ Dev Sustain* **10**: 677–95.
- Melack, J. M., and Forsberg, B. R. (2001). Biogeochemistry of Amazon floodplain. Biogeochem. Amaz. Basin; Oxford Univ. Press New York, NY, USA, 235.
- Melack JM, Novo EMLM, Forsberg BR, et al. 2009. Floodplain ecosystem processes
- Millán JF, Bennett SE, and Stevenson PR. 2014. Notes on the Behavior of Captive and Released Woolly Monkeys (*Lagothrix lagotricha*): Reintroduction as a Conservation Strategy in Colombian Southern Amazon. In: The Woolly Monkey. New York, NY: Springer New York.
- Miller RP and Nair PKR. 2006. Indigenous Agroforestry Systems in Amazonia: From Prehistory to Today. *Agrofor Syst* **66**: 151–64.
- Mollinari MM, Peres CA, and Edwards DP. 2019. Rapid recovery of thermal environment after selective logging in the Amazon. *Agric For Meteorol* **278**: 107637.
- Moura NG, Lees AC, Andretti CB, et al. 2013. Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* **167**: 339–48.
- Murcia C, Guariguata MR, Andrade Á, et al. 2016. Challenges and Prospects for Scaling-up Ecological Restoration to Meet International Commitments: Colombia as a Case Study. *Conserv Lett* **9**: 213–20.
- Nair PKR. 1994. An Introduction to Agroforestry. Springer Science and Business Media.
- Negrón-Juárez RI, Chambers JQ, Guimaraes G, et al. 2010. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophys Res Lett* **37**: n/a-n/a.
- Nepstad D, McGrath D, Stickler C, et al. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* **344**: 1118–23.
- Nóbrega Spínola J, Soares da Silva MJ, Assis da Silva JR, et al. 2020. A shared perspective on managing Amazonian sustainable-use reserves in an era of megafires (AB Leverkus, Ed). *J Appl Ecol* **57**: 2132–8.
- Nunes S, Gardner T, Barlow J, et al. 2016. Compensating for past deforestation: Assessing the legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern Amazonia. *Land use policy* **57**: 749–58.
- Nunes S, Gastauer M, Cavalcante RBL, et al. 2020. Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon using native species. *For Ecol Manage* **466**: 118120.
- O'Hanley JR, Pompeu PS, Louzada M, et al. 2020. Optimizing hydropower dam location and removal in the São Francisco river basin, Brazil to balance hydropower and river biodiversity tradeoffs. *Landsc Urban Plan* **195**: 103725.
- Orsi ML and Agostinho AA. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Rev Bras Zool* **16**: 557–60.
- Osís R, Laurent F, and Pocard-Chapuis R. 2019. Spatial determinants and future land use scenarios of Paragominas municipality, an old agricultural frontier in Amazonia. *J Land Use Sci* **14**: 258–79.
- Padoch C and Pinedo-Vasquez M. 2010. Saving Slash-and-Burn to Save Biodiversity. *Biotropica* **42**: 550–2.
- Palma AC and Laurance SGW. 2015. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? (R Marrs, Ed). *Appl Veg Sci* **18**: 561–8.
- Palmer MA, Filoso S, and Fanelli RM. 2014. From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. *Ecol Eng* **65**: 62–70.
- Parrotta, John A.; Wildburger, Christoph; and Mansourian, Stephanie. (eds.). 2012. Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: The key to achieving REDD+ objectives. A global assessment report prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management, and REDD+. IUFRO World Series Volume 31. Vienna. 161 p.
- Parrotta JA and Knowles OH. 1999. Restoration of Tropical Moist Forests on Bauxite-Mined Lands in the Brazilian Amazon. *Restor Ecol* **7**: 103–16.
- Parrotta JA and Knowles OH. 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecol Eng* **17**: 219–39.
- Parry L and Peres CA. 2015. Evaluating the use of local ecological knowledge to monitor hunted tropical-forest wildlife over large spatial scales. *Ecol Soc* **20**: art15.
- Pauly D. 2018. The future of artisanal fishing Fishing Lessons: Artisanal Fisheries and the Future of Our Oceans Kevin M. Bailey University of Chicago Press, 2018. 252 pp. *Science* **360**: 161–161.
- Pelicice FM, Pompeu PS, and Agostinho AA. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of

- Neotropical migratory fish. *Fish Fish* **16**: 697–715.
- Peres CA, Barlow J, and Laurance WF. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends Ecol Evol* **21**: 227–9.
- Petttorelli N, Barlow J, Stephens PA, *et al.* 2018. Making rewilding fit for policy (M Nuñez, Ed). *J Appl Ecol* **55**: 1114–25.
- Philipson CD, Cutler MEJ, Brodrick PG, *et al.* 2020. Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. *Science* **369**: 838–41.
- Phillips OL, Aragão LEOC, Lewis SL, *et al.* 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* **323**: 1344–7.
- Pinillos D, Bianchi FJJA, Poccard-Chapuis R, *et al.* 2020. Understanding Landscape Multifunctionality in a Post-forest Frontier: Supply and Demand of Ecosystem Services in Eastern Amazonia. *Front Environ Sci* **7**.
- Piotto D, Flesher K, Nunes ACP, *et al.* 2020. Restoration plantings of non-pioneer tree species in open fields, young secondary forests, and rubber plantations in Bahia, Brazil. *For Ecol Manage* **474**: 118389.
- Piponiot C, Sist P, Mazzei L, *et al.* 2016. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. *Elife* **5**: e21394.
- Poff NL, Olden JD, Merritt DM, and Pepin DM. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 5732–7.
- Pompeu P dos S, Agostinho AA, and Pelicice FM. 2012. Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America. *River Res Appl* **28**: 504–12.
- Poorter L, Bongers F, Aide TM, *et al.* 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* **530**: 211–4.
- Porro R, Miller RP, Tito MR, *et al.* 2012. Agroforestry in the Amazon Region: A Pathway for Balancing Conservation and Development
- Putz FE and Redford KH. 2010. The importance of defining ‘forest’: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica* **42**: 10–20.
- RAISG. 2020. Amazonia Under Pressure www.amazoniasocioambiental.org. Viewed
- Ranganathan J, Waite R, Searchinger T, and Zions J. 2020. Regenerative Agriculture: Good for Soil Health, but Limited Potential to Mitigate Climate Change. *World Resour Inst*.
- Ray D, Nepstad D, and Moutinho P. 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecol Appl* **15**: 1664–78.
- Rocha R, Ovaskainen O, López-Baucells A, *et al.* 2018. Secondary forest regeneration benefits old-growth specialist bats in a fragmented tropical landscape. *Sci Rep* **8**: 3819.
- Rodrigues SB, Freitas MG, Campos-Filho EM, *et al.* 2019. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. *For Ecol Manage* **451**: 117559.
- Ruiz-Jaen MC and Mitchell Aide T. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restor Ecol* **13**: 569–77.
- Rutishauser E, Hérault B, Baraloto C, *et al.* 2015. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. *Curr Biol* **25**: R787–8.
- Sampaio, G., Nobre, C., Costa, M. H., Satyamurty, P., Soares-Filho, B. S., and Cardoso, M. (2007). Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophys. Res. Lett.* **34**, L17709. doi:10.1029/2007GL030612.
- Sasaki N and Putz FE. 2009. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conserv Lett* **2**: 226–32.
- Scarano FR, Bozelli RL, Dias ATC, *et al.* 2018. Twenty-Five Years of Restoration of an Igapó Forest in Central Amazonia, Brazil. In: Igapó (Black-water flooded forests) of the Amazon Basin. Cham: Springer International Publishing.
- Schielein J and Börner J. 2018. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. *Land use policy* **76**: 81–94.
- Schmidt IB, Urzedo DI, Piña-Rodrigues FCM, *et al.* 2019. Community-based native seed production for restoration in Brazil – the role of science and policy (H Pritchard, Ed). *Plant Biol* **21**: 389–97.
- Smith, C. C., Healey, J., Berenguer, E., Young, P. J., Taylor, B., Elias, F., *et al.* (2021). Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. *Environ. Res. Lett.* doi:10.1088/1748-9326/AC1701.Santos-Francés F, García-Sánchez A, Alonso-Rojo P, *et al.* 2011. Distribution and mobility of mercury in soils of a gold mining region, Cuyuni river basin, Venezuela. *J Environ Manage* **92**: 1268–76.
- Schulze M. 2008. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. *For Ecol Manage* **255**: 866–79.
- Schwartz G, Bais A, Peña-Claros M, *et al.* 2016. Profitability of silvicultural treatments in logging gaps in the Brazilian Amazon. *J Trop For Sci*.
- Schwartz G, Lopes JCA, Mohren GMJ, and Peña-Claros M. 2013. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: A comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. *For Ecol Manage* **293**: 57–64.
- Sears RR, Cronkleton P, Polo Villanueva F, *et al.* 2018. Farm-forestry in the Peruvian Amazon and the feasibility of its regulation through forest policy reform. *For Policy Econ* **87**: 49–58.
- Seddon N, Turner B, Berry P, *et al.* 2019. Grounding nature-based climate solutions in sound biodiversity science. *Nat Clim Chang* **9**: 84–7.
- Shimizu MK, Kato OR, FIGUEIREDO R de O, *et al.* 2014. Agriculture without burning: restoration of altered areas with chop-and-mulch sequential agroforestry systems in the Amazon region. *Embrapa Amaz Orient em periódico indexado*.
- Silva Junior CHL, Aragão LEOC, Anderson LO, *et al.* 2020. Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. *Sci Adv* **6**: eaaz8360.
- Silva CVJ, Aragão LEOC, Young PJ, *et al.* 2020. Estimating the multi-decadal carbon deficit of burned Amazonian forests. *Environ Res Lett* **15**: 114023.
- Silva CVJ, Aragão LEOC, Barlow J, *et al.* 2018. Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20180043.
- Simberloff D and Rejmánek M. 2011. Encyclopedia of biological invasions. Univ of California Press.

- Smith MN, Taylor TC, Haren J van, *et al.* 2020. Empirical evidence for resilience of tropical forest photosynthesis in a warmer world. *Nat Plants* **6**: 1225–30.
- Soares-Filho B, Rajao R, Macedo M, *et al.* 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* **344**: 363–4.
- Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, *et al.* 2017. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Commun* **8**: 1013.
- Soulé M and Noss R. 1998. Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* **8**: 18–28.
- Stanturf JA, Palik BJ, and Dumroese RK. 2014. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *For Ecol Manage* **331**: 292–323.
- Stanturf JA, Kant P, Lillesø J-PB, *et al.* 2015. Forest landscape restoration as a key component of climate change mitigation and adaptation. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) Vienna, Austria.
- Strassburg BBN, Latawiec AE, Barioni LG, *et al.* 2014. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Glob Environ Chang* **28**: 84–97.
- Strayer DL and Dudgeon D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *J North Am Benthol Soc* **29**: 344–58.
- Suding KN. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annu Rev Ecol Evol Syst* **42**: 465–87.
- Suganuma MS and Durigan G. 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restor Ecol* **23**: 238–51.
- Taylor PG, Cleveland CC, Wieder WR, *et al.* 2017. Temperature and rainfall interact to control carbon cycling in tropical forests (L Liu, Ed). *Ecol Lett* **20**: 779–88.
- Terborgh J, Nuñez-Iturri G, Pitman NCA, *et al.* 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* **89**: 1757–68.
- Thompson ID, Ferreira J, Gardner T, *et al.* 2012. Forest biodiversity, carbon and other ecosystem services: relationships and impacts of deforestation and forest degradation. *IUFRO World Ser Vol 31 p 21-51* **31**: 21–50.
- Tregidgo DJ, Barlow J, Pompeu PS, *et al.* 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 8655–9.
- Uhl C and Kauffman JB. 1990. Deforestation, Fire Susceptibility, and Potential Tree Responses to Fire in the Eastern Amazon. *Ecology* **71**: 437–49.
- Uphoff N, Ball AS, Fernandes E, *et al.* 2006. Biological approaches to sustainable soil systems. CRC Press.
- Val AL, Fearnside PM, and Almeida-Val VMF. 2016. Environmental disturbances and fishes in the Amazon. *J Fish Biol* **89**: 192–3.
- Valentim JF. 2016. Desafios e estratégias para recuperação de pastagens degradadas e intensificação da pecuária a pasto na Amazônia Legal. In: Embrapa Acre-Artigo em anais de congresso (ALICE).
- Valentim JF and Andrade CMS de. 2004. Perspectives of grass-legume pastures for sustainable animal production in the tropics. In: Embrapa Acre-Artigo em anais de congresso (ALICE). Reunión Anual Da Sociedade Brasileira De Zootecnia.
- Veldman JW. 2016. Clarifying the confusion: old-growth savannahs and tropical ecosystem degradation. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **371**: 20150306.
- Viani RAG, Holl KD, Padovezi A, *et al.* 2017. Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration. *Trop Conserv Sci* **10**: 194008291769726.
- Vidal E, West TAP, and Putz FE. 2016. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *For Ecol Manage* **376**: 1–8.
- Vieira DLM, Rodrigues S, Jakovac CC, *et al.* 2021. Active Restoration Initiates High Quality Forest Succession In A Deforested Landscape In Amazonia. *Res Sq*.
- Vieira S, Trumbore S, Camargo PB, *et al.* 2005. Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *Proc Natl Acad Sci* **102**: 18502–7.
- Vitule JRS, Freire CA, and Simberloff D. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish Fish* **10**: 98–108.
- Vitule JRS, Skóra F, and Abilhoa V. 2012. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Divers Distrib* **18**: 111–20.
- Wang Y, Ziv G, Adami M, *et al.* 2020. Upturn in secondary forest clearing buffers primary forest loss in the Brazilian Amazon. *Nat Sustain* **3**: 290–5.
- Wantzen K and Mol J. 2013. Soil Erosion from Agriculture and Mining: A Threat to Tropical Stream Ecosystems. *Agriculture* **3**: 660–83.
- Wassie A, Sterck FJ, Teketay D, and Bongers F. 2009. Effects of livestock exclusion on tree regeneration in church forests of Ethiopia. *For Ecol Manage* **257**: 765–72.
- Watson JEM, Evans T, Venter O, *et al.* 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nat Ecol Evol* **2**: 599–610.
- White C. 2020. Why Regenerative Agriculture? *Am J Econ Sociol* **79**: 799–812.
- Williams JW, Jackson ST, and Kutzbach JE. 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 5738–42.
- Wood CH, Tourrand J-F, and Toni F. 2015. Pecuária, uso da terra e desmatamento na Amazônia: um estudo comparativo do Brasil, do Equador e do Peru. Editora UnB.
- World Bank Group. 2019. Environmental and Social Standards (ESS). <https://www.worldbank.org/en/projects-operations/environmental-and-social-framework/brief/environmental-and-social-standards>. Viewed
- Wortley L, Hero J-M, and Howes M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restor Ecol* **21**: 537–43.
- Yamada M and Gholz HL. 2002. An evaluation of agroforestry systems as a rural development option for the Brazilian Amazon. *Agrofor Syst* **55**: 81–7.
- Zahawi RA, Holl KD, Cole RJ, and Reid JL. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery (C Banks-Leite, Ed). *J Appl Ecol* **50**: 88–96.
- zu Ermgassen E, Alcântara M, Balmford A, *et al.* 2018. Results from On-The-Ground Efforts to Promote Sustainable Cattle Ranching in the Brazilian Amazon. *Sustainability* **10**: 1301.

CONTACT INFORMATION

SPA Technical-Scientific Secretariat New York

475 Riverside Drive, Suite 530

New York NY 10115

USA

+1 (212) 870-3920

spa@unsdsn.org

SPA Technical-Scientific Secretariat South America

Av. Ironman Victor Garrido, 623

São José dos Campos – São Paulo

Brazil

spasouthamerica@unsdsn.org

WEBSITE theamazonwewant.org

INSTAGRAM [@theamazonwewant](https://www.instagram.com/theamazonwewant)

TWITTER [@theamazonwewant](https://twitter.com/theamazonwewant)