



Organización de las Naciones
Unidas para la Alimentación
y la Agricultura



Guía para la gestión de los bosques y el agua



ESTUDIO
FAO:
MONTES

185

ISSN 1014-2886

Guía para la gestión de los bosques y el agua

PUBLICADO POR
LA ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA
AGRICULTURA
Y
UNIÓN INTERNACIONAL DE ORGANIZACIONES DE INVESTIGACIÓN FORESTAL
Y
DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA DE LOS ESTADOS UNIDOS

Roma, 2022

Cita requerida:

FAO, IUFRO y USDA. 2022. *Guía para la gestión de los bosques y el agua*. Estudio FAO: Montes, N.o 185. Roma. <https://doi.org/10.4060/cb6473es>

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), la Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal (IUFRO) ni el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, ni sobre sus autoridades, ni respecto de la demarcación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos de fabricantes en particular, estén o no patentados, no implica que la FAO, la IUFRO o el USDA los aprueben o recomienden de preferencia a otros de naturaleza similar que no se mencionan.

Las opiniones expresadas en este producto informativo son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista o políticas de la FAO, de la IUFRO o del USDA.

ISSN 1014-2886 [Impresa]

ISSN 2707-0379 [En línea]

ISBN 978-92-5-136355-3 [FAO]

© FAO, IUFRO y USDA, 2022



Algunos derechos reservados. Esta obra se distribuye bajo licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 3.0 Organizaciones intergubernamentales (CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/deed.es>).

De acuerdo con las condiciones de la licencia, se permite copiar, redistribuir y adaptar la obra para fines no comerciales, siempre que se cite correctamente, como se indica a continuación. En ningún uso que se haga de esta obra debe darse a entender que la FAO, la IUFRO o el USDA refrendan una organización, productos o servicios específicos. No está permitido utilizar el logotipo de la FAO, de la IUFRO o del USDA. En caso de adaptación, debe concederse a la obra resultante la misma licencia o una licencia equivalente de Creative Commons. Si la obra se traduce, debe añadirse el siguiente descargo de responsabilidad junto a la referencia requerida: “La presente traducción no es obra de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), de la Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal (IUFRO) ni del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA). Ni la FAO, la IUFRO o el USDA se hacen responsables del contenido ni de la exactitud de la traducción. La edición original en inglés será el texto autorizado”.

Todo litigio que surja en el marco de la licencia y no pueda resolverse de forma amistosa se resolverá a través de mediación y arbitraje según lo dispuesto en el artículo 8 de la licencia, a no ser que se disponga lo contrario en el presente documento. Las reglas de mediación vigentes serán el reglamento de mediación de la Organización Mundial de la Propiedad Intelectual <http://www.wipo.int/amc/en/mediation/rules> y todo arbitraje se llevará a cabo de manera conforme al reglamento de arbitraje de la Comisión de las Naciones Unidas para el Derecho Mercantil Internacional (CNUDMI).

Materiales de terceros. Si se desea reutilizar material contenido en esta obra que sea propiedad de terceros, por ejemplo, cuadros, gráficos o imágenes, corresponde al usuario determinar si se necesita autorización para tal reutilización y obtener la autorización del titular del derecho de autor. El riesgo de que se deriven reclamaciones de la infracción de los derechos de uso de un elemento que sea propiedad de terceros recae exclusivamente sobre el usuario.

Ventas, derechos y licencias. Los productos informativos de la FAO están disponibles en la página web de la Organización (<http://www.fao.org/publications/es>) y pueden adquirirse dirigiéndose a publications-sales@fao.org. Las solicitudes de uso comercial deben enviarse a través de la siguiente página web: www.fao.org/contact-us/licence-request. Las consultas sobre derechos y licencias deben remitirse a: copyright@fao.org.

Esta obra ha sido financiada en parte por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal. Los resultados y las conclusiones de esta publicación son los del autor o autores y no deben interpretarse como una determinación o política oficial del USDA o del Gobierno de los Estados Unidos.

Fotografía de la portada: ©FAO/Mohamad Pazi

Índice

Prólogo	vii
Agradecimientos	viii
Abreviaturas y siglas	ix
Resumen	x
1 Introducción	1
La importancia de las relaciones bosque-agua	3
Gestión de los bosques para el agua	5
2 Monitoreo e información sobre el nexo bosque-agua	8
La situación mundial	9
Cómo medir las relaciones bosque-agua	12
Bosques ribereños: una nueva medida global para controlar los bosques y el agua	18
3 Gestión de los bosques para el agua	33
Gestión de los bosques principalmente para el agua	37
Gestión forestal basada en cuencas hidrográficas	52
Los beneficios adicionales de la gestión de los bosques para el agua	64
Comprender las compensaciones y sinergias	68
Incendios forestales y agua	75
Otras perturbaciones con impacto en el agua	82
4 Valorar el agua de los bosques	85
Estimación del valor de los servicios ecosistémicos bosque-agua	86
Instrumentos políticos y de mercado para incentivar los servicios hidrológicos forestales	94
Gestión de compensaciones y sistemas de ayuda a la toma de decisiones	107
Comunicación y marca de los bosques para proyectos e iniciativas de agua	112
5 Ecosistemas clave para la gestión de los bosques y el agua	121
Bosques de manglares	121
Bosques de turberas	128
Bosques de niebla tropicales	135
Bosques de zonas secas	142
6 Referencias	149
Anexo 1. Lista de organizaciones participantes en la redacción del informe	185

Cuadros

1.1	Clasificación de los servicios hidrológicos	6
2.1	Metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible relacionadas con los bosques y el agua	9
2.2	Los diez principales países y territorios en cuanto a la proporción del área de bosque total designada principalmente para la protección del suelo y el agua	12
4.1	Valores medios y agregados estimados de varios servicios hidrológicos, biomas seleccionados, 1997 y 2011	87
4.2	Regulación total del flujo de agua por 90 tipos de complejos de vegetación-suelo-pendiente en las estaciones seca y lluviosa, y su impacto económico	90
4.3	Aumento estimado del coste de tratamiento debido al cambio de las condiciones de referencia (forestales) al uso del suelo urbano, Converse Reservoir, Alabama, entre 1992 y 2004	91
4.4	Valor actual neto de la pérdida de rendimiento agrícola durante la vida del parque debido a las inundaciones de baja y alta intensidad	92
4.5	Tipos de esquemas de pago por servicios ambientales hidrológicos	95
4.6	Instrumentos y bases de datos sobre los esquemas de pago por servicios ambientales hidrológicos	104
4.7	Ejemplos de legislación que incluye cánones del agua para la gestión de las cuencas forestales	105
4.8	Sistemas de ayuda a la toma de decisiones de gestión forestal potencialmente adecuados para abordar las compensaciones relacionadas con los servicios hidrológicos	112
4.9	Redes de comunicación e instrumentos relacionados con los bosques y el agua	119
5.1	Los puntos fuertes y débiles de dos esquemas de pago por servicios ambientales hidrológicos en Veracruz, México	139

Figuras

1.1	Conexión entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano	5
2.1	Posible relación entre la pérdida de árboles y el riesgo de erosión, incendios forestales y estrés hídrico de referencia	10
2.2	Proporción de la superficie forestal total destinada principalmente a la conservación del suelo y el agua, por regiones	11
2.3	Marco de monitoreo de los bosques en el que se describen los indicadores y subindicadores en la herramienta sobre los Servicios ecosistémicos hidrológicos de los bosques y paisajes	16
2.4	Datos ópticos de Sentinel-2 que muestran el desarrollo de la minería a lo largo de una red fluvial en el norte de la República del Congo	23
2.5	Un ejemplo del producto Zonas Ribereñas modelado	24
2.6	Proceso de identificación de las zonas de amortiguamiento ribereñas que usan el flujo de agua acumulado	25
2.7	Producto Tropical Moist Forest (original y posterior al análisis de fragmentación)	25
2.8	Cambio en la cubierta forestal ribereña en un sitio de la República Democrática del Congo, mayo de 2019-marzo de 2020	27

2.9	Ejemplo del uso de índices espectrales junto con la segmentación para destacar los bosques ribereños en el dominio bosque-sabana	28
2.10	Ejemplo de cómo pueden utilizarse herramientas como SEPAL y Collect Earth para validar las observaciones por teledetección	29
2.11	Zonas ribereñas en los ecosistemas de bosque cerrado y sabana, República Democrática del Congo	29
2.12	Zona de estudio en el sur de la República Democrática del Congo en Bandunu, mostrando bosques intactos en el noreste y bosques ribereños en la sabana al sur del río Kasai	30
2.13	Combinación de redes fluviales con datos forestales, sabana, República Democrática del Congo	31
3.1	Las perturbaciones naturales y de origen humano pueden afectar a la calidad y cantidad del agua a diferentes escalas espaciales debido a los cambios en la cubierta forestal	40
3.2	Diagrama esquemático de tres cuencas anidadas en una red fluvial	53
3.3	Códigos de unidades hidrológicas de cuatro dígitos que identifican las principales cuencas fluviales, Estados Unidos de América	54
3.4	Estructura anidada de los límites en las cuencas hidrográficas, Estados Unidos de América	54
3.5	La fuerza y la relación de las correlaciones entre los bosques tropicales y los entornos de agua dulce, clasificados ampliamente en estructura física, calidad del agua y alimentos	66
3.6	Ubicación de la meseta de Loess y condiciones climáticas medias:	72
4.1	Componentes del valor económico total	88
4.2	Tipos de esquemas de pago por servicios ecosistémicos, por función del Estado	95
4.3	El concepto básico de los esquemas de pago por servicios ambientales hidrológicos basados en cánones	98
4.4	Esquematización de un modelo de asociación	100
4.5	Modelo de inversión en infraestructuras forestales	101
4.6	Representación esquemática de los flujos de caja y recursos en el marco de los bonos de resiliencia forestal	102
4.7	Componentes de una estrategia de comunicación bosque-agua	115
4.8	Componentes de la identidad visual	117
4.9	Componentes de un esquema de acción de comunicación	117
5.1	Cobertura vegetal antes del tsunami y daños después del mismo en el distrito de Cuddalore, Tamil Nadu, India	125

Recuadros

1.1	Resumen de las recomendaciones de Bosques y agua - Impulso internacional	1
1.2	Definición de una cuenca hidrográfica	4
2.1	La herramienta más moderna de la FAO para todos	13
2.2	Atlas de los humedales de la India	14
2.3	La herramienta Blue Targeting para la evaluación rápida del hábitat ribereño	21
2.4	Zonas ribereñas: el punto de encuentro entre las redes verde y azul	24
2.5	Posibles métodos para definir las zonas ribereñas	25

2.6	Datos de satélite de muy alta resolución para la validación de productos	26
3.1	Cambios globales en la descarga de los ríos de agua dulce como salida a los sistemas marinos	35
3.2	El suelo: una clave para las relaciones bosque-agua	36
3.3	La cuenca hidrográfica municipal de la ciudad de Seattle	46
3.4	Los costes de la deforestación en el suministro de agua potable de Bombay	47
3.5	Silvicultura urbana y periurbana	48
3.6	Gestión forestal basada en el riesgo	50
3.7	Técnicas de gestión de plantaciones forestales en zonas con riesgo de conflictos por el agua	58
3.8	Comparación entre la cuenca hidrográfica de Phetchaburi (Tailandia) y la planificación de cuencas hidrográficas en los Estados Unidos de América	61
3.9	La cuenca de Sumberjaya, Sumatra, Indonesia	63
3.10	Gestión de los bosques para el carbono en Alaska (Estados Unidos)	64
3.11	Vínculos entre los bosques y los peces de agua dulce en los trópicos	65
3.12	Biodiversidad y agua dulce: servicios ecosistémicos sinérgicos	67
3.13	Lecciones del programa masivo de agua de los bosques de China	71
4.1	Bases de datos y herramientas sobre la valoración de los servicios de los ecosistemas	87
4.2	Valor económico total	88
4.3	Producción de energía hidroeléctrica en la provincia de Hubei, China	89
4.4	Suministro público de agua en Alabama, Estados Unidos de América	90
4.5	Mitigación de los daños causados por las inundaciones en el Parque Nacional de Manadia (Madagascar)	92
4.6	Plan de pago por servicios ambientales hidrológicos en Viet Nam	99
4.7	El programa sudafricano Working for Water	99
4.8	Bonos de resiliencia forestal en los Estados Unidos de América	102
4.9	El Mecanismo de Financiación del Capital Natural del Banco Europeo de Inversiones	106
4.10	Marketing, comunicación e imagen	113
4.11	Ejemplos de mensajes y herramientas de comunicación relacionados con el agua	118
5.1	Definición de los manglares	122
5.2	Factores de los efectos de mitigación de los manglares	124
5.3	El papel protector de la vegetación costera	125
5.4	¿Qué es un bosque de turberas?	128
5.5	Potencial de los medios de vida sostenibles en los bosques tropicales de turba	132
5.6	La rehumectación de las turberas es esencial para su restauración	133
5.7	Permitir la restauración holística de las turberas en la zona boreal	134
5.8	¿Qué son los bosques de niebla tropicales?	136
5.9	Un esquema de pago por los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques nublados en México	139
5.10	¿Qué son los Bosques de zonas secas?	143
5.11	Sistemas agroforestales: la importancia de la densidad de los árboles	145

Prólogo

Los ecosistemas forestales y montañosos sirven como áreas de origen para más del 75% del suministro de agua renovable y, por lo tanto, son parte integral de nuestra seguridad hídrica. Las transformaciones del paisaje debidas al aumento de la población, a la creciente expansión urbana y a los cambios en el uso del suelo y el clima afectan, en última instancia, a la hidrología, incluida la cantidad, la calidad y disponibilidad en el tiempo del flujo del agua. La pérdida de árboles y la degradación de las cuencas hidrográficas aumentan el riesgo de erosión, de incendios forestales y de estrés hídrico. Sin embargo, solo el 12% de los bosques del mundo se gestionan con el agua como objetivo principal.

La gestión de los bosques para proporcionar funciones hidrológicas saludables no requiere nuevas herramientas de gestión. Al contrario: solo requiere que se apliquen las herramientas existentes desde una perspectiva que tenga en cuenta los ecosistemas, la ubicación de esos ecosistemas en el paisaje, otros objetivos de gestión y la escala.

Numerosos recursos proporcionan información sobre las relaciones entre los bosques y el agua. Sin embargo, la presente publicación, *Guía para la gestión de los bosques y el agua*, es la primera publicación mundial completa sobre el monitoreo, la gestión y la valoración de las interacciones entre los bosques y el agua. Se elaboró para estimular los debates sobre la gestión estratégica de los bosques y la gobernanza del agua y para proporcionar una orientación general sobre el monitoreo, la gestión y la valoración de los bosques y el agua a varias escalas.

Debido a la importancia del contexto en las relaciones entre el bosque y el agua, esta publicación no ofrece una orientación completa y detallada para todas las situaciones. Sin embargo, examina ciertos tipos de ecosistemas forestales específicos como ejemplos para ilustrar cómo la gestión forestal sostenible puede apoyar las funciones y servicios hidrológicos a diferentes escalas, desde la local hasta la paisajística.

La *Guía para la gestión de los bosques y el agua* es el resultado de la colaboración de numerosos expertos de todo el mundo, con el apoyo de la FAO, la Comisión Europea, el Servicio Forestal de los Estados Unidos, el grupo de acción de bosques y agua de la Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal y el Centro Común de Investigación de la Comisión Europea.

Garantizar la funcionalidad de los paisajes y la prestación de servicios ecosistémicos requiere una gestión y un monitoreo eficaces centrados en el agua. A pesar de la incertidumbre en torno a la gestión integrada de los bosques y el agua, es imperativo que el agua reciba mucha más atención en la gestión forestal, ya que el mundo se enfrenta a las consecuencias del cambio climático, además de otras presiones. Esperamos que las orientaciones que aquí se ofrecen animen a las partes interesadas a dar prioridad al agua en la gestión y gobernanza de los bosques.

Mette Wilkie

Directora de la División de Actividad
Forestal, FAO

Shirong Liu

Vicepresidente, IUFRO

Agradecimientos

Si se ha logrado realizar este informe ha sido gracias a las inestimables contribuciones de numerosos expertos en agua y bosques. Damos las gracias a todas las personas, organizaciones, instituciones y universidades que han participado directamente en la redacción del informe, que figuran en el Anexo 1. También transmitimos nuestro agradecimiento a los siguientes revisores: Nicola Clerici, Fidaa Haddad, Lera Miles, Peter Moore, Lotta Samuelson y Anna Tengberg. Yuka Makino, Anssi Pekkarinen, Tiina Vahanen y Mette Wilkie se han encargado de la supervisión general del estudio y han aportado importantes conocimientos sobre su contenido. Gracias a Alastair Sarre, que ha editado el informe, a Mariana Cristellys, que ha traducido el documento, a Blanca Azcárraga, que lo ha revisado, y a Roberto Cenciarelli, que se ha encargado de la maquetación.

Los autores del informe son los siguientes:

- Coordinación general: Elaine Springgay, Steve McNulty, Chiara Patriarca y Sara Casallas Ramírez
- Capítulo 1: Elaine Springgay y Giulia Amato
- Capítulo 2: Sara Casallas Ramírez, Rémi D’Annunzio, Hugh Eva, Elaine Springgay y Subhash Ashutosh
- Capítulo 3: Steve McNulty, Ashley Steel, Elaine Springgay, Ben Caldwell, Kenichi Shono, George Pess, Simon Funge-Smith, William Richards, Silvio Ferraz, Dan Neary, Jonathan Long, Bruno Verbist, Jackson Leonard, Ge Sun, Timothy Beechie, Michaela Lo, Lillian McGill, Aimee Fullerton y Simone Borelli
- Capítulo 4: Marco Boscolo, Alessandro Leonardi, Mauro Masiero, Giulia Amato, Giacomo Laghetto y Colm O’Driscoll
- Capítulo 5: Steve McNulty, Elaine Springgay y Sara Casallas Ramírez (autores coordinadores)
 - ▷ Manglares: Kenichi Shono y Richard MacKenzie
 - ▷ Turberas: Maria Nuutinen, Elisabet Rams Beltran, Kai Milliken y David D’Amore
 - ▷ Bosques de niebla tropicales: Tarin Toledo Aceves y Sven Günter
 - ▷ Zonas secas: María González-Sanchis, Aida Bargues Tobella y Antonio del Campo.

Abreviaturas y siglas

AUD	dólar australiano
BTT	herramienta Blue Targeting
COT	carbono orgánico total
DAP	diámetro a la altura del pecho
EUA	eficiencia en el uso del agua
EUR	euro
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FL-WES	Servicios ecosistémicos hidrológicos de los bosques y paisajes
FRA	Evaluación de los recursos forestales mundiales
ha	hectárea
HCP	Esquema de conservación del hábitat
UH	unidad hidrológica [Estados Unidos de América]
km	kilómetro
kWh	kilovatio-hora
m	metro
MDE	modelo digital de elevación
mm	milímetro
MSPA	Análisis de patrones espaciales morfológicos
MXN	peso mexicano
NASA	Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio
PSE	pagos por los servicios ecosistémicos
PSAH	pagos por servicios ambientales hidrológicos
RFA	superficie forestal registrada [India]
RMB	renminbi chino
SEPAL	Sistema de acceso de datos de observación de la tierra, procesamiento y análisis para el monitoreo de la superficie terrestre
SIG	sistema de información geográfica
USD	dólar estadounidense
VDT	aclareo de densidad variable
VND	dólar vietnamita
VHR	muy alta resolución
WWF	Fondo Mundial para la Naturaleza

Resumen

Muchas personas en todo el mundo carecen de un acceso adecuado al agua limpia para satisfacer sus necesidades básicas, y muchas actividades económicas importantes, como la producción de energía y la agricultura, también requieren agua. Es probable que el cambio climático no haga más que agravar el estrés hídrico. A medida que aumentan las temperaturas, los ecosistemas y las comunidades humanas, vegetales y animales que dependen de ellos necesitarán más agua para mantener su salud y prosperar.

Los bosques y los árboles forman parte del ciclo global del agua y, por tanto, son vitales para la seguridad hídrica, ya que regulan la cantidad, la calidad y la disponibilidad en el tiempo del agua y proporcionan funciones de protección contra, por ejemplo, la erosión del suelo y de las costas, las inundaciones y las avalanchas. Los ecosistemas forestales y montañosos sirven como áreas de origen para más del 75% del suministro de agua renovable, suministrando agua a más de la mitad de la población mundial.

El objetivo de la *Guía para la gestión de los bosques y el agua* es mejorar la base de información mundial sobre las funciones protectoras de los bosques para el suelo y el agua. Revisa las técnicas y metodologías emergentes, proporciona orientación y recomendaciones sobre cómo gestionar los bosques para sus servicios ecosistémicos de agua, y ofrece argumentos de rentabilidad de la gestión de los bosques para los servicios ecosistémicos del agua.

Los bosques autóctonos intactos y los bosques plantados bien gestionados pueden ser un enfoque relativamente barato para la gestión del agua, a la vez que generan múltiples beneficios adicionales. La seguridad hídrica es un importante reto mundial, pero este documento sostiene que los bosques que tienen el agua como enfoque principal pueden ofrecer soluciones basadas en la naturaleza para garantizar la resiliencia del agua a nivel mundial.

Monitoreo y presentación de informes

Se carece de métodos globales estandarizados para el monitoreo de las relaciones entre los bosques y el agua, probablemente debido a la naturaleza altamente contextual de los bosques y el agua, a las limitaciones de recursos y capacidad, al sesgo de la investigación regional y a la priorización de otros servicios ecosistémicos forestales, como la retención de carbono y la conservación de la biodiversidad.

Las interacciones entre los bosques y el agua son específicas de cada contexto, y existen problemas importantes a la hora de definir las zonas ribereñas y determinar la mejor manera de controlarlas y gestionarlas. En esta publicación nos basamos en los conocimientos actuales para presentar un nuevo enfoque para el monitoreo de los bosques de ribera con los datos y el software disponibles. Se trata de un paso importante para abordar las relaciones entre los bosques y el agua, la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos a escala de la cuenca hidrográfica, el paisaje y el país.

Las nuevas herramientas y la ciencia ciudadana pueden servir para avanzar en el monitoreo de las aguas forestales y mejorar así las decisiones políticas y de gestión. Los avances en la teledetección y las tecnologías de procesamiento de imágenes de fácil uso, como el Sistema de acceso de datos de observación de la tierra, procesamiento y análisis para el monitoreo de la superficie terrestre (SEPAL por sus siglas en inglés), la disponibilidad de herramientas de ayuda a la toma de decisiones, como la herramienta sobre los servicios ecosistémicos hidrológicos de los bosques y paisajes (FL-WES por sus siglas en inglés), y el mayor uso de la ciencia ciudadana (por ejemplo, la herramienta Blue Targeting) están permitiendo a los científicos, a los organismos gubernamentales,

a los profesionales y a los gestores colmar importantes lagunas en el monitoreo de los bosques y el agua.

Es necesario abordar la naturaleza contextual de las interacciones entre los bosques y el agua mediante enfoques que combinen las observaciones globales y las bases de datos de monitoreo nacionales. Los enfoques mixtos que incluyen la teledetección y las metodologías de campo proporcionan un camino para la evaluación precisa de las interacciones bosque-agua.

Gestión de los bosques para el agua

La creciente población humana y el cambio climático han ejercido presión sobre muchos servicios ecosistémicos, lo que ha aumentado la necesidad de gestionar los bosques para el agua. Se prevé que la demanda de agua siga aumentando a lo largo del siglo XXI.

La gestión forestal sostenible para otros bienes y servicios del ecosistema, incluida la madera, es compatible con los objetivos de calidad del agua. Es posible que haya que hacer compensaciones, pero también pueden nacer sinergias; por ejemplo, la calidad del agua está estrechamente vinculada a la conservación del suelo, una prioridad de la gestión forestal sostenible para la producción de madera.

La cantidad de agua que fluye de un bosque es determinada por la cantidad de precipitaciones menos la evapotranspiración y el agua almacenada en el suelo. Los gestores forestales no pueden controlar las precipitaciones, pero sí pueden influir en la evapotranspiración mediante prácticas de gestión. El crecimiento y la gestión de los bosques afectan la división del agua de lluvia en escorrentía e infiltración. El rápido crecimiento de los bosques puede reducir la disponibilidad de agua; a la inversa, la tala de árboles puede provocar un aumento significativo en esta. Los cambios en la cobertura arbórea pueden afectar a la cantidad de precipitaciones almacenadas en forma de nieve (en las latitudes y altitudes más altas) y, al influir en la salud del suelo, a la cantidad de agua almacenada en los suelos. Estos tipos de impacto pueden alterar la disponibilidad estacional de los flujos. El monitoreo es esencial para garantizar que las prácticas de gestión no tengan un impacto negativo en la disponibilidad en el tiempo del agua.

Aumentar la resiliencia de los bosques al estrés medioambiental ayudará a reducir el riesgo de una disminución catastrófica de los servicios ecosistémicos forestales, incluidos aquellos relacionados con el agua. Muchas prácticas silvícolas pueden ayudar a mantener o mejorar los valores del agua, y su aplicación varía en función de factores como el tipo de bosque, otros objetivos de gestión forestal, el estado del bosque, los recursos disponibles para la gestión, la época del año y el estado futuro deseado. Se examinan las repercusiones de las prácticas de gestión más habituales, como la construcción y el mantenimiento de infraestructuras viales, la tala y la regeneración forestal en relación con los recursos hídricos de los bosques, así como los principales medios para minimizarlas.

Existen herramientas de gestión de los ecosistemas que ayudan a gestionar los bosques en beneficio de la cantidad, la calidad y la disponibilidad en el tiempo del agua, y hay muchos ejemplos de gestión forestal eficaz para el suministro puntual de agua limpia a las ciudades. Por el contrario, una mala gestión forestal puede tener efectos negativos a largo plazo sobre la salud de los bosques y los recursos hídricos.

Valorar el agua de los bosques

El suministro mundial de servicios hidrológicos disminuyó en casi 10 billones de USD al año entre 1997 y 2011. La valoración de los servicios ecosistémicos es el punto de partida para la gestión de los bosques y de todos los beneficios que proporcionan. Se han puesto en marcha varias metodologías para reconocer el valor de los servicios ecosistémicos que proporcionan los bosques. El valor de un servicio ecosistémico

puede derivarse de la información proporcionada por las transacciones de mercado relacionadas directa o indirectamente con ese servicio ecosistémico, o de mercados hipotéticos que pueden crearse para obtener valores.

Los pagos por los servicios ambientales hidrológicos (PSAH) son un mecanismo prometedor para el reparto de beneficios y la cooperación entre los sectores forestal y del agua, especialmente en ausencia de marcos legislativos o de una gobernanza local que funcione. No obstante, los PSAH deben considerarse como parte de un proceso más amplio de gobernanza local participativa, más que como una alternativa basada en el mercado a una gestión gubernamental o comunitaria ineficaz.

Las redes y los enfoques de colaboración a nivel local son una característica común de los esquemas de PSAH que han tenido éxito, en los que los reguladores, las empresas privadas, las autoridades locales y las organizaciones técnicas y de la sociedad civil comparten su experiencia, a través de la financiación conjunta, para ofrecer esquemas de cuencas forestales de alto nivel.

Los dos esquemas más comunes de los PSAH en el ámbito de los bosques y el agua son los cánones del agua (de la mano de los servicios públicos) y las asociaciones de beneficios múltiples. Los esquemas que aplican cánones por el uso del agua suelen basarse en un fondo normativo definido. Los gobiernos nacionales pueden incentivar estos esquemas a través de las regulaciones apropiadas; se proporcionan ejemplos.

El empleo de una estrategia de comunicación es un medio para aumentar la eficacia de las iniciativas relacionadas con los bosques y el agua. Si se desarrolla y despliega adecuadamente, ayudará a conseguir apoyo político y público y financiación; reforzará la moral y la organización interna de las instituciones y asociaciones que participen en la iniciativa proporcionando una visión y una misión más amplias; involucrará a más beneficiarios y compradores y, por tanto, ayudará a correr la voz; y creará confianza y relaciones con nuevos usuarios, incluidas las minorías étnicas, las mujeres y los jóvenes.

A partir de un análisis de las estrategias de comunicación de los proyectos forestales y de turismo de naturaleza existentes, proponemos un proceso de nueve pasos para diseñar una estrategia de comunicación como medio para mejorar la participación de la comunidad, el compromiso político y la voluntad de invertir.

Ecosistemas clave para la gestión de los bosques y el agua

Examinamos cuatro tipos de bosques de especial importancia en la gestión de los bosques y el agua y proporcionamos orientación para optimizar sus funciones.

Manglares. Hay aproximadamente 13,8 millones de hectáreas de manglares en todo el mundo; proporcionan muchos servicios ecosistémicos esenciales y desempeñan un papel importante en la mitigación del cambio climático y la adaptación a él. Se calcula que entre el 30 y el 35% de los manglares se han perdido desde la década de 1980, y se considera que aproximadamente una cuarta parte de los manglares restantes está en un estado entre moderada y gravemente degradado. La anchura del bosque es el factor más importante que determina el potencial de mitigación de los manglares contra los tsunamis y las mareas de tempestad. La integración de los manglares en las estrategias de reducción del riesgo de desastres y en la planificación de la gestión costera puede contribuir a reducir el riesgo de desastres costeros.

Bosques de turberas. Los bosques de humedales que crecen en suelos de turba desempeñan un papel crucial en la regulación del agua (mitigación de inundaciones y sequías) y en el mantenimiento de la calidad del agua a nivel de la cuenca. A diferencia de otros tipos de bosques, existe una relación sinérgica entre los servicios hidrológicos y de carbono que proporcionan los bosques de turberas. Las turberas son los ecosistemas terrestres con mayor densidad de carbono del mundo; su conservación es una de las formas más rentables de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

El drenaje de las turberas aumenta drásticamente el riesgo de incendios, y se calcula que una cuarta parte de los bosques de turberas del mundo desaparecieron entre 1990 y 2008. Una restauración eficaz del ecosistema de las turberas ayudaría a garantizar la prestación de servicios de filtración y regulación del agua y también proporcionaría opciones de medios de vida sostenibles en las turberas húmedas, al tiempo que reduciría los incendios forestales y de turba y la degradación y pérdida de tierras.

Bosques de niebla tropicales. Los bosques de niebla tropicales se encuentran entre los ecosistemas terrestres más valiosos por su papel en el ciclo hidrológico, ya que influyen en la cantidad de agua disponible y regulan los flujos de aguas superficiales y subterráneas en las cuencas hidrográficas, al tiempo que mantienen una alta calidad del agua. El alto rendimiento hídrico de estos bosques se debe a su ubicación en zonas de alta pluviosidad, a los aportes adicionales de captación de agua de las nubes por las copas de los árboles y a las bajas pérdidas por evaporación.

Los bosques de niebla tropicales son escasos; las estimaciones de superficie oscilan entre el 1 y el 14% de los bosques tropicales del mundo. Se ha perdido aproximadamente el 55% de la superficie original de este tipo de bosques. Por lo cual es necesario reforzar la conservación de los bosques maduros remanentes del bosque de niebla tropical y evitar su conversión a usos agrícolas.

Se recomienda encarecidamente la tala selectiva de baja intensidad en los bosques de niebla tropicales secundarios, de conformidad con las directrices de tala de bajo impacto, para mitigar los efectos nocivos de la tala en los suelos, el rendimiento hídrico y la biomasa. Al restaurar los bosques de niebla tropicales, se debe procurar plantar mezclas de especies autóctonas de uso eficiente del agua. Los esquemas de pago por los servicios hidrológicos para los bosques de niebla tropicales podrían ayudar a compensar a los propietarios de las tierras a mantener la cubierta forestal y a contrarrestar la deforestación y la escasez de agua. Es necesario intensificar la investigación para comprender mejor los impactos hidrológicos del cambio climático en los este tipo de bosque.

Bosques de zonas secas. Hay 1 079 millones de hectáreas de bosques de zonas secas, que sustentan los medios de vida de millones de personas en todo el mundo. Los bosques y árboles de las zonas secas sobreviven y crecen con recursos hídricos limitados, pero también influyen en varios componentes del ciclo del agua y en la disponibilidad de esta.

Las proyecciones del cambio climático indican una expansión hacia ecosistemas de zonas secas más áridos, lo que altera el espacio ecológico de las especies arbóreas y afecta a los procesos hidrológicos. Las estrategias de gestión de los bosques de zonas secas, como la apertura de las copas, la poda y la selección de especies, podrían ayudar a combatir la escasez local de agua aumentando la recarga del suelo y de las aguas subterráneas. Dada la complejidad de la gestión multiobjetivo y la variabilidad intrínseca de los bosques y otros sistemas de zonas secas con árboles, es necesario un mayor esfuerzo para cuantificar y valorar los bienes y servicios ecosistémicos producidos en estos sistemas y las opciones de gestión disponibles. La reutilización de las aguas residuales puede ayudar a mantener los servicios ecosistémicos en las zonas secas ante la escasez de agua.



1 Introducción

Puntos clave

- Los bosques y los árboles forman parte del ciclo global del agua y, por tanto, son vitales para la seguridad hídrica. Los ecosistemas forestales y montañosos sirven como áreas de origen para más del 75% del suministro de agua renovable, abasteciendo agua a más de la mitad de la población mundial.
- La seguridad hídrica es un importante reto mundial. Un enfoque de la gestión forestal centrado en el agua puede proporcionar una solución basada en la naturaleza para aumentar la resiliencia global del agua.
- Los cambios en la cobertura arbórea implican cambios en la hidrología; las cuencas con una pérdida importante de cobertura arbórea corren un mayor riesgo de erosión del suelo, estrés hídrico e incendios forestales.
- Nuestro conocimiento de las relaciones entre los bosques y el agua ha aumentado considerablemente en las últimas décadas. Estos conocimientos pueden aplicarse ahora a la forma de controlar, medir y gestionar los bosques.

La importancia de la gestión integrada de los bosques y el agua ha ganado reconocimiento desde la Declaración de Shiga sobre los bosques y el agua en 2001 (Springgay *et al.*, 2019). En 2008 se realizó un estudio temático sobre los bosques y el agua en el marco de la Evaluación de los recursos forestales mundiales (FRA) de la FAO (FAO, 2008), pero desde entonces se ha avanzado en la comprensión de las relaciones entre los bosques y el agua. Varias revisiones científicas las han abordado, en particular el informe del grupo de expertos forestales mundiales de la Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal sobre los bosques y el agua (Creed y Van Noordwijk, 2018). La FAO (2013) resumió las principales recomendaciones de varios foros internacionales para solicitar políticas y prácticas que incorporen un enfoque integrado basado en la ciencia. Esas recomendaciones, que se presentan en el Recuadro 1.1, fueron reiteradas tanto en Creed y Van Noordwijk (2018) como por un grupo de expertos en los sectores forestal y del agua (Springgay *et al.*, 2018).

RECUADRO 1.1

Resumen de las recomendaciones de Bosques y agua - Impulso internacional

Comprensión e investigación del proceso

- Llevar a cabo investigaciones interdisciplinarias para mejorar la comprensión de las interacciones entre el bosque y el agua en función de las estaciones, las zonas climáticas, las condiciones geológicas, las etapas de desarrollo de los rodales, las especies nativas frente a las no nativas, los bosques naturales frente a los plantados y las prácticas de gestión forestal.
- Desarrollar sistemas y herramientas de monitoreo a largo plazo de los cambios cualitativos y cuantitativos de los recursos hídricos dentro y desde las cuencas forestales.

Continúa...

Cooperación, política y desarrollo institucional

- Desarrollar mecanismos institucionales innovadores, intersectoriales y, en su caso, transfronterizos, así como propuestas políticas para mejorar la colaboración entre los sectores forestal e hídrico. Estas deben basarse en la comprensión de las legislaciones, políticas y mecanismos institucionales existentes relacionados con los bosques y el agua, incluyendo las lecciones aprendidas, los problemas críticos y los vacíos de conocimiento, así como los retos y oportunidades que pueden obstaculizar o impulsar una gestión conjunta.

Incentivos y mecanismos económicos

- Analizar las experiencias existentes y explorar el potencial de mecanismos económicos, incentivos y beneficios nuevos e innovadores en relación con la gestión de los bosques y el agua. Llevar a cabo análisis de coste-beneficio en áreas de gestión específicas para explorar la viabilidad financiera de los esquemas de pago por servicios forestales relacionados con el agua. Definir los instrumentos jurídicos para el desarrollo de estos esquemas y ponerlos a prueba mediante la ejecución de proyectos piloto sobre el terreno.
- Desarrollar y fomentar la colaboración con el sector privado.

Mitigación del cambio climático y adaptación a este

- Considerar las relaciones entre los bosques y el agua como parte integral del desarrollo de las estrategias nacionales de mitigación y adaptación al cambio climático, los esquemas de gestión de riesgos de desastres y los enfoques integrados en los procesos de planificación.
- Promover las cuestiones relacionadas con los bosques y el agua en los diálogos y negociaciones internacionales relacionados con el cambio climático, con especial referencia a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y al Foro Mundial del Agua. Evaluar el impacto de otros factores de cambio en las interacciones entre los bosques y el agua, como la crisis energética y los cambios en los patrones de producción y consumo.

Dimensión internacional

- Animar a las organizaciones internacionales a prestar apoyo técnico a los países, por ejemplo, mediante la organización de talleres y seminarios técnicos para el intercambio de experiencias nacionales sobre la gestión conjunta de los bosques y el agua. Animar a las organizaciones internacionales a facilitar el fortalecimiento de los mecanismos institucionales transfronterizos existentes o el desarrollo de nuevos mecanismos relacionados con los bosques y el agua.

Sensibilización, desarrollo de capacidades y comunicación

- Desarrollar y poner en marcha programas de formación sobre los distintos aspectos de la gestión integrada de los bosques y el agua que puedan desarrollar las capacidades de los técnicos y responsables implicados hasta los niveles más altos.
- Desarrollar y difundir ampliamente materiales de sensibilización y comunicación relacionados con los bosques y el agua y sus vínculos con la seguridad alimentaria. Animar a los científicos a contribuir a la concienciación, el desarrollo de capacidades y la comunicación “traduciendo” los resultados de la investigación en mensajes clave aplicados y relevantes para las políticas.

Continúa...

Gestión de los bosques y del agua

- Garantizar, en lo relativo a la gestión de los bosques y del agua, que se optimicen los beneficios de los bosques para la cantidad y la calidad del agua. Equilibrar cuidadosamente las compensaciones entre el consumo de agua por parte de los árboles y los bosques y las funciones de protección, así como otros servicios ambientales, proporcionados por los bosques y los árboles.
- Aplicar un enfoque integrado y paisajístico a la gestión de los bosques y del agua a nivel local, nacional y transfronterizo. Garantizar los vínculos con otros usos de la tierra y comunicar la importante contribución de la gestión de los bosques y el agua a la seguridad alimentaria y la mejora de los medios de vida.

Fuente: FAO (2013).

Los avances en el conocimiento científico deberían reflejarse en la forma de monitorear, medir y gestionar los bosques para la prestación de sus servicios ecosistémicos relacionados con el agua (abreviados en adelante como servicios hidrológicos). Por ello, la FAO decidió realizar el presente estudio para complementar la FRA 2020¹, explorando la importancia de los bosques en el ciclo hidrológico y presentando información sobre el mantenimiento y la restauración de sus servicios relacionados con el agua. En última instancia, el objetivo es mejorar la base de información sobre la gestión de los bosques y el agua y proporcionar orientación para:

- mejorar el monitoreo de los bosques y el agua y la creación de informes;
- tener más en cuenta el agua en la gestión de los bosques, incluso mediante ejemplos de gestión forestal exitosa para el agua; y
- proporcionar un argumento de rentabilidad de la gestión de los bosques por sus servicios hidrológicos.

LA IMPORTANCIA DE LAS RELACIONES BOSQUE-AGUA

Los bosques y los árboles son componentes integrales del ciclo del agua (Creed y van Noordwijk, 2018), ya que regulan la cantidad, la calidad y la disponibilidad en el tiempo del flujo del agua y proporcionan funciones de protección contra, por ejemplo, la erosión del suelo y la costa, las inundaciones y las avalanchas.

Los bosques son vitales para la seguridad hídrica: los ecosistemas forestales y montañosos (véase el Recuadro 1.2) sirven como áreas de origen para más del 75% del suministro de agua renovable, suministrando agua a más de la mitad de la población mundial (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005a). Los bosques abastecen de agua a más del 85% de las principales ciudades del mundo; en promedio, las cuencas hidrográficas de las 100 ciudades más grandes están compuestas por un 42% de bosques, un 33% de tierras de cultivo y un 21% de pastizales, incluidos los naturales y los de pastoreo (McDonald y Shemie, 2014). Sin embargo, a medida que la cobertura arbórea cambia en un paisaje, también lo hace su hidrología. Las principales cuencas hidrográficas que experimentan una pérdida de cobertura arbórea superior al 50% corren un mayor riesgo de erosión, incendios forestales y estrés hídrico de base (Instituto de Recursos Mundiales, 2017). Los cambios en la cobertura arbórea debidos a la deforestación, el crecimiento de los bosques, la reforestación y la forestación afectan a los servicios hidrológicos. Se estima que la conservación y la restauración de la tierra, incluida la protección de los bosques, la reforestación y la agroforestería o la reducción de las cargas de combustible forestal podrían conducir a una reducción del 10% o más de los sedimentos y nutrientes en las cuencas hidrográficas, con el potencial

¹ FRA 2020 (FAO, 2020a) fue el resultado de un esfuerzo colectivo de la FAO, los países miembros de la FAO y los socios institucionales y de recursos. En ella participaron más de 700 personas, entre ellas corresponsales nacionales y sus equipos, que proporcionaron informes detallados sobre el país. Además del informe principal de la FRA 2020, se han elaborado varios estudios temáticos, de los cuales este es uno.

RECUADRO 1.2

Definición de una cuenca hidrográfica

Una cuenca hidrográfica es una definición funcional del terreno que describe la zona que influye en una red de arroyos o ríos por encima de un punto determinado en el paisaje. Es un concepto multiescalar sin escala espacial fija donde cualquier zona aguas arriba que esté vinculada hidrográficamente a un punto en un arroyo o un río forma parte de la cuenca hidrográfica que influye en el suministro de agua en ese punto. Las cuencas hidrográficas, por tanto, están anidadas. Muchas pequeñas cuencas, también llamadas microcuencas, de arroyos de cabecera están contenidas dentro de las subcuencas y cuencas de ríos más grandes aguas abajo o de otras masas de agua, como lagos y deltas.

de mejorar la calidad del agua para más de 1 700 millones de personas que viven en las grandes ciudades a un coste inferior a 2 USD por persona y año (Banco Mundial, 2012; MacDonald y Shemie, 2014; Abell *et al.*, 2017). La disponibilidad de agua es un factor importante que limita la capacidad de la humanidad para satisfacer las futuras necesidades mundiales de alimentos y energía (D'Odorico *et al.*, 2018), y se prevé que el agua se convierta en un recurso aún más escaso en el futuro. Se prevé que la demanda humana de agua, energía y alimentos aumente entre un 30 y un 50%, en un escenario climático sin cambios, el mundo se enfrentará a un déficit global de agua del 40% en 2030 (The 2030 Water Resources Group, 2009; WWAP, 2015). Se necesitan esquemas globales e integrados de gestión del agua y de la tierra para abordar el problema de la calidad y la disponibilidad del agua.

Muchas personas en todo el mundo carecen de un acceso adecuado al agua limpia para satisfacer sus necesidades básicas. La mayoría de los 4 000 millones de personas que se calcula que no tienen suficiente acceso al agua limpia viven en zonas con poca cubierta forestal y dependen de las infraestructuras de ingeniería para redistribuir el agua más allá de los límites de las cuencas. Los bosques autóctonos intactos y los bosques plantados bien gestionados pueden ser un enfoque más barato para la gestión del agua, a la vez que generan múltiples beneficios adicionales (Creed y Van Noordwijk, 2018). En los Estados Unidos de América, por ejemplo, los bosques nacionales suministran agua a aproximadamente el 50% de la población del país. Por lo tanto, existe una necesidad urgente de abordar el papel de los bosques en el suministro de agua y de gestionarlos de forma que aumenten la seguridad hídrica.

Es probable que el cambio climático no haga más que agravar el estrés hídrico. A medida que aumentan las temperaturas, los ecosistemas y las comunidades humanas, vegetales y animales que dependen de ellos necesitarán más agua para mantener su salud y prosperar. Muchas actividades económicas importantes, como la producción de energía y la agricultura, también requieren agua. El volumen de agua accesible puede reducirse a medida que el planeta se calienta (Melillo, Richmond y Yohe, 2014).

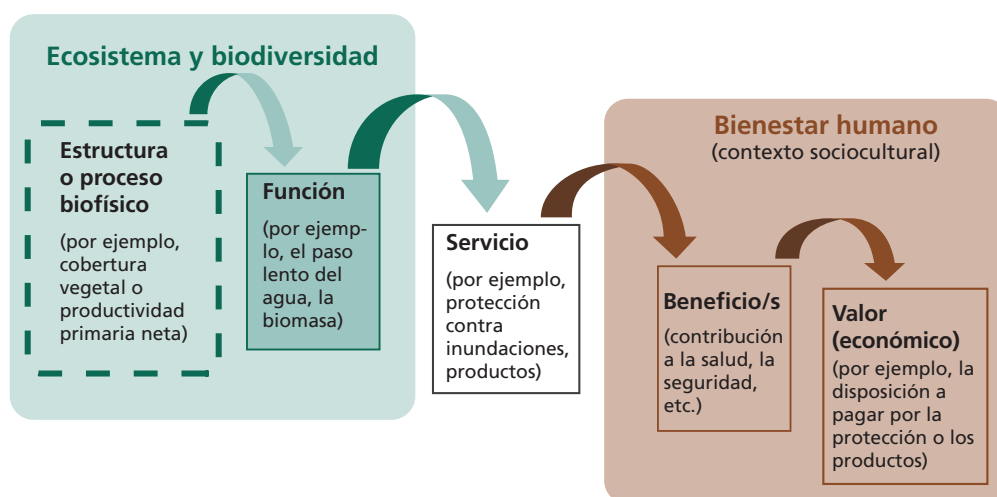
Los efectos hidrológicos de los bosques han sido objeto de debate público durante mucho tiempo, y las suposiciones inexactas sobre el nexo entre los bosques y el agua pueden dar lugar a decisiones políticas y de gestión deficientes (Brauman *et al.*, 2007; Ellison *et al.*, 2017). Comprender la estrecha relación entre los bosques y el agua es esencial para que las prácticas y las políticas de gestión de los bosques y del agua sean eficaces; por lo tanto, la ciencia debe informar las estrategias de gestión de los bosques del mundo ante el cambio climático en curso y sus consecuencias para los bosques y las personas. Además, tener en cuenta el nexo entre los bosques y el agua contribuirá a alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible y otros objetivos acordados a nivel mundial. Por otro lado, la incapacidad de garantizar un enfoque sólido basado en la

ciencia, así como la falta de coordinación entre las múltiples necesidades, objetivos y políticas, tendrá consecuencias que probablemente se distribuirán de forma desigual desde el punto de vista geográfico, social, económico y político (Creed *et al.*, 2019).

Servicios hidrológicos proporcionados por los bosques

Los ecosistemas son los “sistemas de apoyo a la vida del planeta, para la especie humana y todas las demás formas de vida”, y los servicios ecosistémicos son los “múltiples beneficios que proporcionan los ecosistemas a los seres humanos” (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005b). La Figura 1.1 representa la conexión entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano (TEEB, 2010). Las funciones derivadas de las estructuras y procesos biofísicos expresan la potencialidad de los ecosistemas para prestar servicios; los servicios, por tanto, son las contribuciones potenciales de los ecosistemas al bienestar humano. Este bienestar, a su vez, se basa en lo que se denomina beneficios, que pueden medirse para obtener el valor económico de los

FIGURA 1.1
Conexión entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano



Fuente: Adaptado de TEEB (2010).

servicios ecosistémicos. También es fundamental comprender la distribución espacial de la función y el beneficio, es decir, dónde se produce la función, dónde se puede evaluar la prestación del servicio y, en última instancia, dónde se aprecian los beneficios (TEEB, 2010).

Ha habido muchos intentos de clasificar los servicios ecosistémicos. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005b) dividió estos servicios en cuatro categorías principales:

1. servicios de apoyo (que crean las condiciones para que existan los demás servicios);
2. servicios de provisión (la generación de productos y materiales);
3. servicios de regulación (responsables de la regulación de los procesos del ecosistema); y
4. servicios culturales (beneficios intangibles que enriquecen la vida).

Como componente fundamental de los ecosistemas, el agua tiene un papel clave en todas estas categorías (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005a). Sin embargo, esta publicación se centra en los servicios hidrológicos que prestan los bosques. En Brauman *et al.* (2007) se definieron los servicios hidrológicos como los “beneficios para las personas producidos por los efectos de los ecosistemas terrestres sobre el agua dulce”, y propusieron los cinco servicios hidrológicos que se muestran en el Cuadro 1.1.

CUADRO 1.1
Clasificación de los servicios hidrológicos

Categoría Brauman et al. (2007)	Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005b)	Descripción del servicio
Mejora del suministro de agua de extracción	Aprovisionamiento	Efectos en la extracción de agua para los sectores municipal, agrícola, comercial e industrial y para la generación de energía termoeléctrica
Mejora del abastecimiento de agua en las corrientes	Aprovisionamiento	Efectos en aguas <i>in situ</i> para la hidroelectricidad, la recreación, el transporte y el suministro de pescado y otros productos de agua dulce
Mitigación de los daños causados por el agua	Regulación	Efectos en la reducción de los daños por inundaciones, la salinización de las zonas secas, la intrusión de agua salada y la sedimentación
Entrega de servicios culturales relacionados con el agua	Cultural	Aportación de valores religiosos, educativos y turísticos
Servicios de apoyo asociados al agua	Apoyo	Agua y a nutrientes para favorecer el crecimiento de las plantas y los hábitats de los organismos acuáticos, y la preservación de las opciones

Fuentes: adaptado de Brauman et al. (2007); Masiero et al. (2019).

GESTIÓN DE LOS BOSQUES PARA EL AGUA

La FRA tiene en cuenta la gestión forestal en relación con el agua en un único indicador: “superficie total de bosques gestionados para la conservación del suelo y el agua como objetivo principal de gestión”. Por sí solo, este indicador no es suficiente para comprender hasta qué punto los bosques se gestionan para los servicios hidrológicos y del suelo; también se necesita información sobre los tipos de bosques gestionados para estos fines, las formas de gestión y la ubicación de los mismos. En general, se asume que los bosques protegidos por otras prioridades de gestión (por ejemplo, la biodiversidad) también proporcionarán servicios hidrológicos; también se suele asumir que los servicios hidrológicos son un subproducto por defecto de la gestión forestal sostenible (por ejemplo, la minimización de la compactación y la erosión del suelo durante la recolección de la madera). Hasta cierto punto, esto puede ser cierto. No obstante, tal y como se ha comentado en este informe, el mantenimiento y la optimización de los servicios hidrológicos de los bosques requiere, por lo general, una gestión centrada en el agua, y el lugar en el que se encuentran dichos bosques en un paisaje es importante. Con la creciente presión sobre los recursos hídricos debida al aumento de la población humana, la expansión de los centros urbanos, la degradación generalizada del suelo y el cambio climático, la seguridad hídrica se perfila como un gran reto para el planeta. La gestión forestal puede proporcionar una solución basada en la naturaleza.

Dada la importancia del agua para todos los aspectos de la vida y para los fines domésticos, agrícolas e industriales, se puede argumentar con fuerza que el mantenimiento y la mejora de los servicios hidrológicos de los bosques no solo debería ser una decisión de gestión consciente, sino también una alta prioridad de gestión. ¿Qué significaría eso para la gestión forestal? ¿Cómo sería la gestión de los bosques para el agua? Este informe pretende responder a estas preguntas, entre otras.

Los avances en la teledetección y las evaluaciones rápidas sobre el terreno están facilitando la evaluación del grado en que los bosques prestan servicios hidrológicos. Tras repasar el papel fundamental de los bosques ribereños en las relaciones bosque-agua, el Capítulo 2 de este informe muestra la importancia de triangular los datos de teledetección con los métodos de campo. El capítulo, que es especialmente

relevante para los técnicos que participan en el monitoreo de los bosques nacionales y los gestores interesados en garantizar los servicios hidrológicos, también ofrece orientación sobre la aplicación de los marcos de monitoreo de los bosques y el agua, incluido el establecimiento de líneas de referencia. La gestión forestal se ha centrado en la producción de biomasa desde principios del siglo XX (Parde, 1980). La protección de los bosques para la conservación de la biodiversidad se ha percibido principalmente como el mantenimiento de un estado “natural” y que, por tanto, requiere poca gestión activa. La gestión forestal sostenible para usos múltiples se ha hecho más frecuente en las últimas décadas, y los servicios hidrológicos suelen ser un subproducto. Sin embargo, hay circunstancias en las que los servicios hidrológicos deben ser una prioridad de gestión. El Capítulo 3, que es el más relevante para los gestores forestales, aboga por una gestión más consciente de los objetivos relacionados con el agua, teniendo en cuenta tanto las escalas espaciales como las temporales.

Es importante comprender las compensaciones y sinergias que implica la gestión forestal sostenible. El Capítulo 4 se centra en el valor de los servicios hidrológicos relacionados con los bosques y cómo desarrollar un caso de negocio para la gestión de los bosques para el agua. Es probable que este capítulo sea especialmente útil para los responsables políticos, los economistas y los silvicultores que participan en la gestión forestal nacional o subnacional, incluida la gestión de las cuencas hidrográficas.

El Capítulo 5 reúne los diversos conceptos explorados en los capítulos 3 y 4 mostrando los ecosistemas forestales en los que la gestión de los servicios hidrológicos es especialmente importante ya que son muy vulnerables al cambio climático, la deforestación, la degradación de la tierra y el cambio de uso del suelo.

2 Monitoreo e información sobre el nexo bosque-agua

Puntos clave

- Este capítulo se basa en los conocimientos actuales para presentar un nuevo enfoque para el monitoreo de los bosques ribereños con los datos y el software disponibles. Se trata de un paso importante para abordar las relaciones entre los bosques y el agua, la biodiversidad y otros servicios de los ecosistemas a escala de la cuenca hidrográfica, el paisaje y el país.
- Las nuevas herramientas y la ciencia ciudadana pueden utilizarse para mejorar el monitoreo de las aguas forestales y, por tanto, mejorar las decisiones políticas y de gestión.
- Las interacciones entre los bosques y el agua son específicas de cada contexto, y existen problemas importantes a la hora de definir las zonas ribereñas y determinar la mejor manera de controlarlas y gestionarlas.
- Aunque el monitoreo de las interacciones entre los bosques y el agua basado en la teledetección está mejorando rápidamente, siguen existiendo importantes limitaciones relacionadas, por ejemplo, con la resolución de las imágenes, la disponibilidad de datos a nivel de campo y el acceso a los modelos y a la tecnología para el tratamiento de dichos datos.
- Los avances en las tecnologías de teledetección y de procesamiento de imágenes de fácil uso, así como el mayor uso de la ciencia ciudadana, están permitiendo a los científicos, a las agencias gubernamentales, a los profesionales y a los gestores abordar las principales lagunas en el monitoreo de las aguas forestales.
- Es necesario abordar la naturaleza contextual de las interacciones entre los bosques y el agua mediante enfoques que combinen las observaciones globales y las bases de datos de monitoreo nacionales. Los enfoques mixtos que incluyen la teledetección y las metodologías de campo proporcionan un camino para la evaluación precisa de las interacciones bosque-agua.

El objetivo del monitoreo y la presentación de informes forestales es proporcionar la información necesaria para comprender la extensión, el estado, la gestión y el uso de los recursos forestales y adaptar la gestión en consecuencia para garantizar el cumplimiento de los objetivos forestales. El proceso de supervisión y presentación de informes implica la normalización de las definiciones y los procedimientos para proporcionar un medio de comparación.

La FAO proporciona información recopilada a nivel mundial sobre los bosques y sus recursos desde 1948. El proceso de la FRA combina datos nacionales cotejados a través de una red mundial de corresponsales nacionales designados oficialmente con la teledetección y otras fuentes para proporcionar una amplia gama de información sobre los bosques que los gobiernos, la sociedad civil y el sector privado pueden utilizar en el desarrollo de políticas, prioridades y objetivos relacionados con los bosques. La FRA es parte integral del monitoreo del Objetivo de Desarrollo Sostenible 15 (“vida de ecosistemas terrestres”) mediante la recopilación de información para los indicadores 15.1.1 y 15.2.1 y contribuyendo al indicador 15.4.2. La FRA lleva informando sobre los bosques gestionados para la conservación del suelo y el agua desde 2005.

En este capítulo se presentan metodologías y herramientas pragmáticas y fácilmente disponibles para el monitoreo de las aguas forestales y la elaboración de informes, incluyendo la teledetección, la modelización y los métodos de campo. Estos métodos y herramientas pueden adaptarse y aplicarse a nivel local combinando la teledetección con los métodos de campo. Se discuten las ventajas y limitaciones de cada herramienta y método, y se ofrecen estudios de casos.

El objetivo de este capítulo no es imponer un indicador o método global estandarizado ni ofrecer una lista exhaustiva de métodos y herramientas (existen otros métodos y herramientas, además de las que aquí se presentan). El objetivo es más bien sensibilizar sobre el nexo entre los bosques y el agua y promover la inclusión del agua en el monitoreo de los recursos forestales y en la elaboración de informes, fomentando así una gestión informada y una toma de decisiones políticas que aborden las sinergias y las compensaciones en la gestión forestal sostenible con fines múltiples.

LA SITUACIÓN MUNDIAL

Se carece de métodos globales estandarizados para el monitoreo de las relaciones entre los bosques y el agua probablemente debido a la naturaleza altamente contextual las mismas, a las limitaciones de recursos y capacidad, al sesgo de la investigación regional y a la priorización de otros servicios ecosistémicos forestales, como la retención de carbono y la conservación de la biodiversidad.

Las interrelaciones entre los bosques y el agua se mencionan explícitamente en dos metas de los ODS (6.6 y 15.1; véase el Cuadro 2.1), pero faltan indicadores y métodos para cuantificar estas relaciones e informar las políticas y las prácticas (FAO, 2018). La FAO (2018) propuso dos posibles conjuntos de datos mundiales para abordar esta carencia: el cambio en la extensión de la cobertura arbórea en las principales cuencas hidrográficas mundiales a lo largo del tiempo a partir de la base de datos sobre agua de Global Forest Watch (Instituto de Recursos Mundiales, 2017); y la proporción de bosques gestionados para la conservación del suelo y el agua como objetivo clave (a partir de los datos de la FRA).

CUADRO 2.1

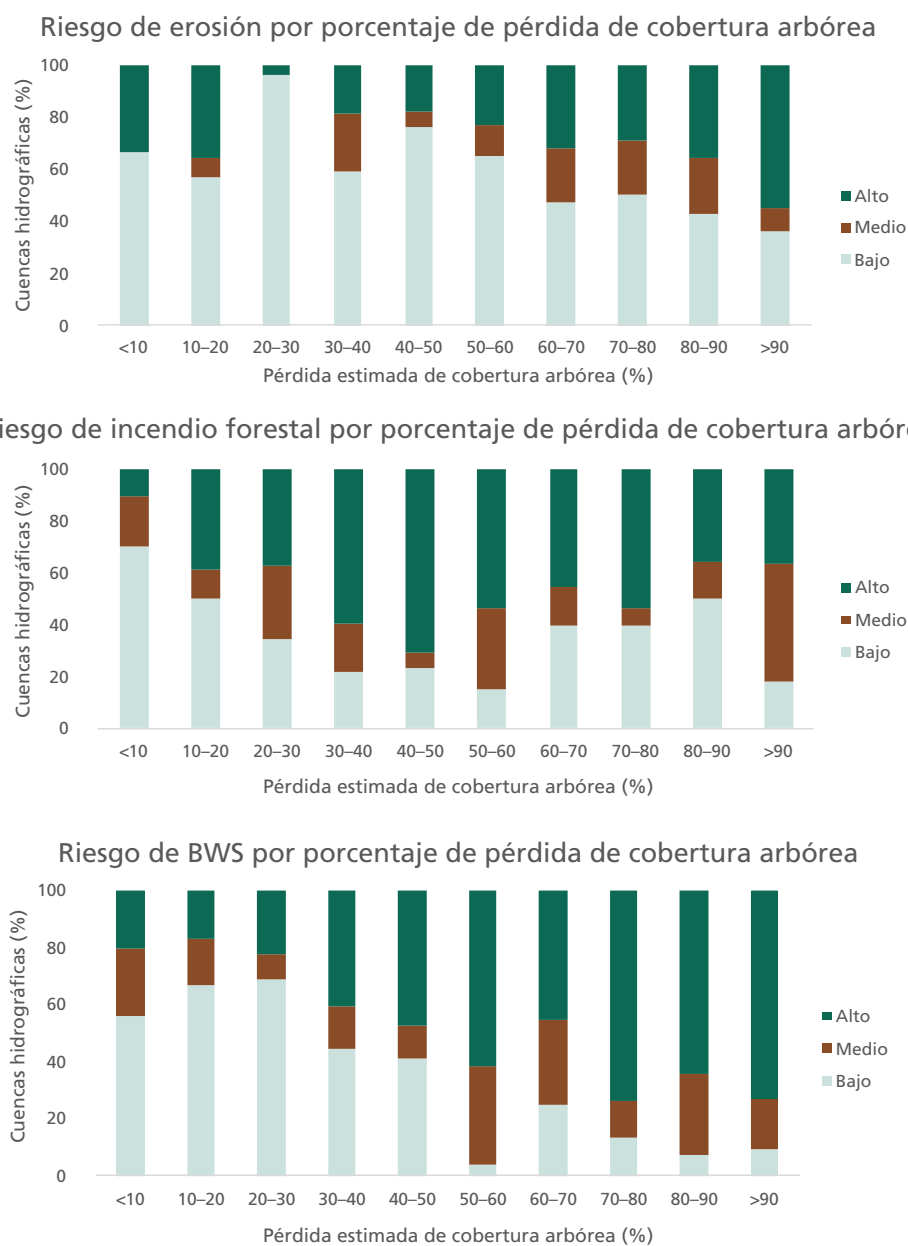
Metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible relacionadas con los bosques y el agua

Objetivo de Desarrollo Sostenible	Meta
6. Agua limpia y saneamiento	6.6. De aquí a 2020, proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos
15. Vida de ecosistemas terrestres	15.1. Para 2020, velar por la conservación, el restablecimiento y el uso sostenible de los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce y los servicios que proporcionan, en particular los bosques, los humedales, las montañas y las zonas áridas, en consonancia con las obligaciones contraídas en virtud de acuerdos internacionales



Se ha calculado que la cobertura arbórea en las principales cuencas hidrográficas alcanzaba un promedio del 67,8% históricamente², pero que había disminuido a solo el 30,7% en el año 2000 (Instituto de Recursos Mundiales, 2017). Esta pérdida de cobertura arbórea, es decir, la pérdida de bosques y la pérdida de árboles fuera de los bosques combinadas, ha provocado, en general, un mayor riesgo de erosión, incendios forestales y estrés hídrico de referencia. De las 230 principales cuencas hidrográficas del mundo que habían perdido más del 50% de su cubierta arbórea original en 2015, existe un riesgo medio o alto de erosión en el 88%, de incendios forestales en el 68% y de estrés hídrico en el 48% (véase la Figura 2.1).

FIGURA 2.1
Posible relación entre la pérdida de árboles y el riesgo de erosión, incendios forestales y estrés hídrico de referencia



Fuente: Adaptado de la base de datos Global Forest Water (Instituto de Recursos Mundiales, 2017).

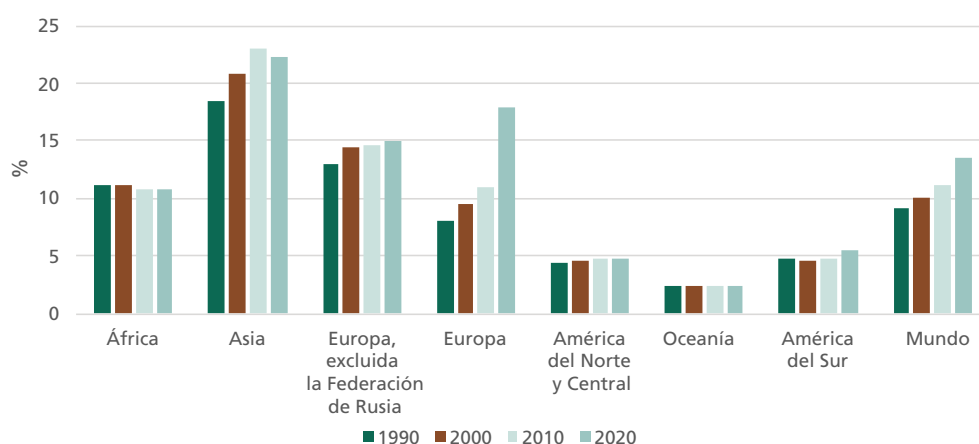
² La cobertura arbórea histórica se refiere a la estimación de la cobertura arbórea de las décadas anteriores al año 2000; se ha calculado a partir de la cubierta forestal potencial, la cobertura arbórea y las zonas climáticas (Qin *et al.*, 2016; Instituto de Recursos Mundiales, 2017).

La FRA incluye el indicador “superficie total de bosques gestionados para la conservación del suelo y el agua como objetivo principal de gestión³³”. Según la FAO (2020a)⁴, 398 millones de hectáreas (ha), o el 12% de la superficie forestal total a nivel mundial, están destinadas principalmente a la conservación del suelo y el agua, lo que supone un aumento de 119 millones de ha desde 1990. Europa (incluida la Federación de Rusia) tiene la mayor superficie total, con 171 millones de hectáreas (el 18% de la superficie forestal total de la región), pero Asia tiene la mayor proporción de bosques destinados principalmente a la conservación del suelo y el agua, con el 22% de la superficie forestal total de la región (132 millones de hectáreas). Todas las regiones principales a nivel mundial muestran tendencias positivas en la superficie de bosques designados principalmente para la conservación del suelo y el agua, excepto África y Oceanía, donde hubo pocos cambios en la superficie así designada entre 1990 y 2020 (véase la Figura 2.2).

El Cuadro 2.2 muestra los diez primeros países del mundo en cuanto a la proporción de la superficie forestal total destinada principalmente a la conservación del suelo y el agua (FAO, 2020a). Los diez son naciones insulares o comprenden principalmente terrenos montañosos o zonas secas y han experimentado altos niveles de degradación y desertificación. Todos estos países son muy vulnerables a los desastres, y sus bosques ofrecen una mayor resiliencia y la capacidad de mantener un suministro de agua de alta calidad.

FIGURA 2.2

Proporción de la superficie forestal total destinada principalmente a la conservación del suelo y el agua, por regiones



Fuente: FAO (2020a).

³ La FRA también proporciona datos sobre la superficie de los bosques designados principalmente para la conservación de la biodiversidad, y se puede suponer que es probable que esas zonas también proporcionen servicios hidrológicos. Sin embargo, no se puede suponer que el agua haya sido una consideración en la selección o la gestión de estas zonas o que se vaya a tener en cuenta en la gestión en el futuro.

⁴ La FRA 2020 (FAO, 2020a) recibió información sobre la superficie de bosque designada principalmente para la conservación del suelo y el agua de 141 países y territorios que representan el 82% de la superficie forestal total del mundo, que es de 4 060 millones de hectáreas. En 2015, la superficie de bosque así designada representaba el 31% del área forestal de los países informantes, y solo 121 países informaron sobre este indicador. La FRA 2015 adoptó un enfoque ligeramente diferente al de otras FRA, en el que la variable se refería a la superficie forestal total gestionada para la protección del suelo y el agua (otras FRA se refieren a la superficie forestal designada principalmente para la conservación del suelo y el agua). Por lo tanto, los datos de la FRA 2015 se excluyen de esta comparación.

CUADRO 2.2

Los diez principales países y territorios en cuanto a la proporción del área de bosque total designada principalmente para la protección del suelo y el agua

	País/territorio	Superficie (1000 ha)	% del área forestal total
1	Kiribati	1.2	100
2	Kuwait	6.3	100
3	Cabo Verde	44.7	98
4	Kirguistán	1 212	92
5	Túnez	627	89
6	Islas Wallis y Futuna	5.1	87
7	Bahrein	0.6	86
8	Uzbekistán	2 532	69
9	Mongolia	9 192	65
10	Kazajstán	2 160	63

Fuente: FAO (2020a).

CÓMO MEDIR LAS RELACIONES BOSQUE-AGUA

Los bosques y el agua interactúan a varias escalas espaciales, desde la continental, en el caso de las grandes cuencas fluviales y el reciclaje de la humedad a través de la evapotranspiración, hasta la local, por ejemplo en pequeñas masas forestales y bosques ribereños a lo largo de los arroyos. Esta amplia gama de interacciones significa que, si se quieren proporcionar pruebas fiables para las políticas y la gestión con base científica, el monitoreo de los bosques y el agua debe tener en cuenta las interacciones específicas de cada lugar a diferentes escalas espaciales.

La escala temporal también es importante porque las decisiones de gestión forestal pueden tener repercusiones a corto y largo plazo. Por ejemplo, la eliminación de bosques y árboles puede conducir a un aumento de la cantidad de agua a corto plazo, pero a una disminución de la cantidad, la calidad y la disponibilidad en el tiempo del agua (también llamados “valores del agua” en este informe) a largo plazo (Springgay *et al.*, 2019; FAO, 2008). Además, los impactos de los esfuerzos de restauración pueden tardar meses o años en manifestarse y, por tanto, pueden ser difíciles de medir a corto plazo. Esto supone un reto porque los responsables de la toma de decisiones pueden tener que esperar varios años para ver resultados significativos, e incluso más tiempo en escalas espaciales mayores.

Por lo tanto, dependiendo del objetivo, el monitoreo de las interacciones entre los bosques y el agua debe realizarse a diferentes escalas espaciales y temporales, lo que requiere el uso de diferentes herramientas y enfoques de monitoreo. Por ejemplo, el monitoreo nacional para medir la eficacia de las políticas nacionales y para informar sobre los compromisos internacionales puede realizarse mejor utilizando una combinación de teledetección y redes nacionales de estaciones de monitoreo, lo que requiere importantes inversiones en desarrollo de capacidades, planificación y financiación. En cambio, a nivel local, los gestores forestales necesitan herramientas de monitoreo sencillas y de bajo coste que les permitan tomar decisiones casi en tiempo real y que les alerten de cambios significativos en un ecosistema o paisaje que puedan requerir una actuación inmediata.

Independientemente de la escala, la gestión y el monitoreo eficaces de las aguas forestales basados en evidencias requieren indicadores adecuados: existen importantes vacíos de datos y conocimientos a nivel mundial, en parte debido a la falta de indicadores apropiados de las aguas forestales (Springgay *et al.*, 2019). Las autoridades locales, los gestores forestales y las comunidades deben elaborar esquemas de gestión forestal que tengan en cuenta las interacciones entre el bosque y el agua y que incluyan

protocolos de medición y monitoreo adecuados. Se trata de un reto, pero, como se muestra a continuación, se están desarrollando herramientas de monitoreo y gestión para estos fines.

Metodologías de monitoreo

Teledetección. El desarrollo de una amplia gama de productos de teledetección ha aumentado la capacidad de los gobiernos, investigadores y gestores forestales para controlar los cambios en los ecosistemas forestales a lo largo del tiempo. Los productos y modelos basados en la teledetección pueden ser especialmente útiles para el monitoreo de las perturbaciones y sus impactos, lo que ayuda a la toma de decisiones de gestión y a las respuestas de emergencia en tiempo real. Este fue el caso, por ejemplo, durante la temporada de incendios 2019-20 en Australia, históricamente importante, en la que las tecnologías de observación de la tierra y la modelización se utilizaron como parte de la fase de preparación para evaluar el riesgo de incendio y, posteriormente, en las fases de respuesta de emergencia y de forma posterior al incendio (Bushfire Earth Observation Taskforce, 2020; USGS, 2020). Además de evaluar el riesgo de incendio y las zonas quemadas y detectar la ubicación de los asentamientos, se utilizaron productos basados en la teledetección para controlar la disponibilidad y la calidad del agua, que puede verse gravemente afectada por las cenizas y los escombros tanto durante como después del incendio (USGS, 2020).

Se pueden medir diferentes variables importantes del agua de los bosques utilizando productos basados en la teledetección, como la superficie de las hojas del bosque y los índices de vegetación, proporcionando así información sobre el uso y el contenido de agua de los árboles, el agua del suelo, la humedad superficial del suelo, los niveles de agua, la calidad del agua, la presencia de masas de agua y la cobertura del suelo (Hunt, Ustin y Riaño, 2015; Copernicus, 2020). Las tecnologías que combinan imágenes de satélite y de vehículos aéreos no tripulados (drones) son cada vez más capaces de recoger información a escalas espaciales finas.

Las metodologías, las herramientas y los modelos de teledetección para el monitoreo de los bosques y el agua siguen desarrollándose rápidamente (véase el Recuadro 2.1). Incluso a grandes escalas espaciales, estas pueden ser muy rentables y precisas (véase el Recuadro 2.2).

RECUADRO 2.1

La herramienta más moderna de la FAO para todos

El desarrollo de la computación en la nube ha permitido un cambio de paradigma en el acceso y el procesamiento de grandes cantidades de datos de teledetección y datos geográficos auxiliares. Sin embargo, Google Earth Engine requiere conocimientos de programación que no siempre están disponibles en las agencias encargadas del agua y los bosques.

Para ello, la FAO ha desarrollado la plataforma de vigilancia forestal de computación en la nube, SEPAL ("Sistema de acceso de datos de observación de la tierra, procesamiento y análisis para el monitoreo de la superficie terrestre"). Esta plataforma de fácil uso ofrece a los países en desarrollo un acceso sin precedentes a datos satelitales granulares y a la potencia de la supercomputación, lo que permite a los usuarios consultar y procesar los datos satelitales de forma rápida y eficaz, adaptar sus productos a las necesidades locales y producir rápidamente análisis geoespaciales sofisticados y relevantes.

La naturaleza modular de SEPAL permite a los usuarios implementar prácticamente cualquier cadena de procesamiento de datos de teledetección escrita en lenguajes de programación de uso común (por ejemplo, C++, Python, Javascript y R), con la opción de no interactuar con las secuencias de comandos o scripts. Así, la interfaz de fácil manejo

de SEPAL proporciona al público un acceso sencillo a la cadena de procesamiento, lo que permite un amplio uso por parte de académicos, investigadores e instituciones.

Aprovechando los superordenadores basados en la nube y las modernas infraestructuras de datos geoespaciales (por ejemplo, Google Earth Engine), SEPAL proporciona acceso y permite el procesamiento de datos satelitales históricos y datos más recientes de Landsat y de mayor resolución del programa Copérnico de la Unión Europea.

La interfaz SEPAL permite a los no especialistas, entre otras cosas, crear mosaicos sin nubes a partir de una serie de satélites para una región determinada en unas fechas determinadas; desarrollar esquemas de muestreo estratificado aleatorio que luego pueden introducirse en la utilidad de interpretación visual Open Foris Collect Earth de la FAO; analizar las tendencias fenológicas en una región determinada; y crear clasificaciones temáticas para grandes regiones. SEPAL requiere una conexión a Internet estable, pero no necesita un gran ancho de banda.

El SEPAL está abriendo el camino para un monitoreo más accesible, como la que se lleva a cabo con drones, que se utilizan cada vez más para realizar un seguimiento a escala más precisa, para validar datos y para perfeccionar los modelos. Sin embargo, los programas informáticos de procesamiento de drones comerciales son caros y las licencias son restrictivas, lo que supone un obstáculo para el uso de drones en la vigilancia de los bosques y el agua, especialmente en los países en desarrollo. El software de procesamiento de drones de código abierto está disponible y es eficaz, pero requiere una potencia informática considerable para funcionar con eficacia, lo que supone otro obstáculo para su uso en los países en desarrollo. La plataforma SEPAL puede ejecutar software de código abierto para drones utilizando la computación en la nube y una interfaz fácil de usar. Esto permite a los usuarios de SEPAL procesar imágenes de drones en cualquier parte del mundo sin preocuparse por la falta de recursos informáticos y de almacenamiento. Las imágenes de los drones también pueden integrarse fácilmente en los flujos de trabajo existentes para la vigilancia de los bosques y la tierra utilizando otros datos satelitales. SEPAL se ha utilizado con éxito para procesar imágenes de drones en varios países para proyectos de monitoreo forestal y cartografía de comunidades indígenas.

Más información: FAO (sin fecha).

RECUADRO 2.2

Atlas de los humedales de la India

Dada la importancia de los humedales en los bosques de la India y el énfasis puesto en la conservación de los mismos, el Forest Survey of India inventarió los humedales del país en las zonas forestales registradas (RFA). El Centro de Aplicaciones Espaciales de Ahmedabad cartografió los humedales entre 2006 y 2010 utilizando el sensor de autoescaneado de imágenes lineales 3 (LISS III) y publicó el Atlas Nacional de Humedales en 2011, la información más reciente sobre la distribución espacial de los humedales en la India.

Se llevó a cabo un análisis de superposición de la capa de humedales sobre la capa de RFA/lavado verde para determinar el número y la extensión de los humedales de varias categorías en las RFA de cada estado y territorio de la unión. El análisis mostró que, entre los grandes estados, Gujarat tiene la mayor superficie de humedales en RFA, seguido de Bengala Occidental. Entre los estados y territorios de la unión más pequeños, Puducherry tiene la mayor superficie de humedales en RFA, seguido de las islas Andaman y Nicobar. En todo el país hay 62 466 humedales en RFA que cubren el 3,8% de la superficie; el 8,13% de todos los humedales están en RFA.

Aunque la capacidad de uso de la teledetección para el monitoreo de las interacciones entre el bosque y el agua está avanzando y la precisión está aumentando, todavía se necesitan imágenes de muy alta resolución (VHR, por sus siglas en inglés) y datos de campo para validar y ajustar los modelos. Los modelos suelen incluir suposiciones que simplifican en exceso las complejas interacciones entre los bosques y el agua, que varían espacial y temporalmente. Los resultados pueden ser inexactos y engañosos si esos modelos no se calibran y triangulan con los datos de campo pertinentes, complementados con datos de otros ecosistemas, lo que conduce, a su vez, a decisiones de gestión deficientes. Por lo tanto, es importante que los gestores de los bosques y del agua y los responsables de la toma de decisiones colaboren con los científicos y otras personas para desarrollar mejores sistemas de apoyo a la toma de decisiones que utilicen los mejores datos científicos disponibles, tanto de la teledetección como del monitoreo sobre el terreno.

Métodos de campo. Los métodos de campo son formas cualitativas o cuantitativas de recogida de datos cuyo objetivo es observar, interactuar y comprender el entorno natural. Proporcionan observaciones reales de los cambios en las relaciones entre los bosques y el agua debido a influencias directas e indirectas, como los cambios en el uso del suelo y el cambio climático. Los enfoques basados en el campo también son útiles para verificar (“validación en terreno”) los métodos basados en modelos. Tienen dos funciones principales: proporcionar datos sobre parámetros que la teledetección no puede recoger; y validar los datos recogidos, por ejemplo, mediante teledetección y estudios teóricos. Las herramientas de apoyo a la toma de decisiones que permiten medir los indicadores de las interacciones entre los bosques y el agua y su monitoreo pueden ayudar a los gestores forestales a tener en cuenta dichas interacciones en sus esquemas de gestión forestal sostenible. Dos de estas herramientas, que se describen a continuación. La primera es la herramienta sobre los Servicios ecosistémicos hidrológicos de los bosques y paisajes (FL-WES) y la segunda es la *Guía de campo para una evaluación rápida de la función protectora de los bosques para el suelo y el agua*, ambas desarrolladas por la FAO.

La herramienta sobre los Servicios ecosistémicos hidrológicos de los bosques y paisajes

La herramienta FL-WES fue desarrollada por la FAO con el objetivo de mejorar el monitoreo de los bosques y del agua y de subsanar los vacíos de conocimiento. Los cuatro objetivos principales de la herramienta son:

1. hacer más accesible el monitoreo a los promotores de proyectos no académicos y a los responsables políticos, proporcionando una plataforma interactiva en línea que se adapta automáticamente a las necesidades de los usuarios;
2. mejorar las decisiones de gestión forestal haciendo más explícito el vínculo entre la silvicultura y la dinámica hidrológica mediante el suministro de indicadores pertinentes basados en la ciencia reciente y en las metodologías preferidas;
3. proporcionar a los profesionales herramientas para recopilar, agregar y visualizar datos de proyectos específicos a lo largo del tiempo que abarcan una amplia gama de contextos a nivel mundial; y
4. apoyar la recolección de datos que puedan utilizarse como base para las directrices de gestión, proporcionando a los usuarios formas de interpretar los datos como alternativa rentable a las publicaciones.

La herramienta FL-WES orienta a los usuarios sobre las metodologías de monitoreo y los indicadores bosque-agua apropiados. Se basa en un marco de monitoreo desarrollado con aportes de científicos y profesionales de varias disciplinas aplicables. Incluye seis indicadores, 16 subindicadores y más de 130 metodologías que cubren aspectos cuantitativos y cualitativos de las relaciones entre los bosques y el agua y sus posibles impactos en las sociedades y el medio ambiente.

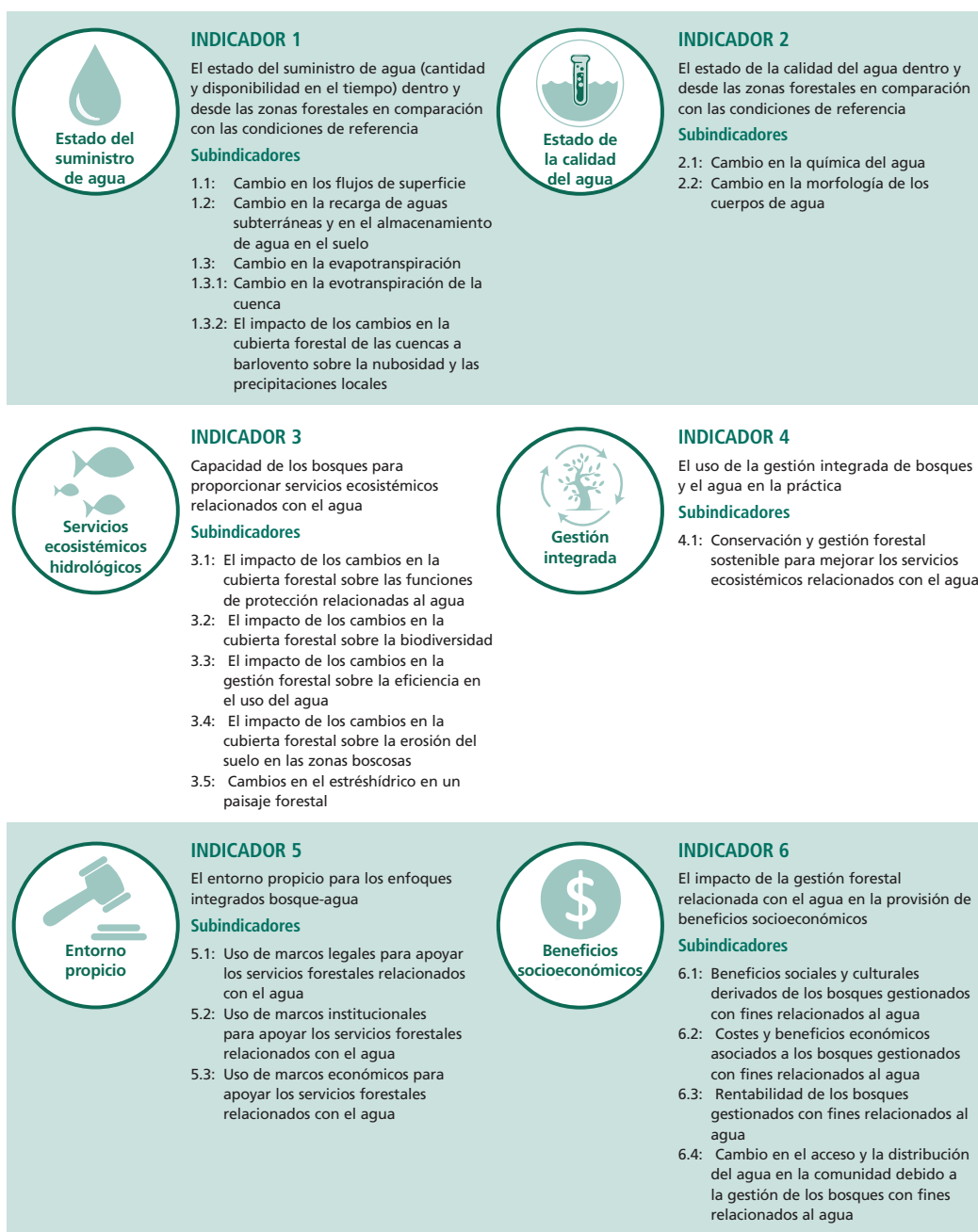
A partir de una encuesta de orientación inicial que tiene en cuenta el contexto

medioambiental, los objetivos de gestión y los recursos humanos y financieros existentes, la herramienta proporciona a los usuarios metodologías específicas para medir los indicadores relacionados con sus objetivos de gestión o de proyecto. La herramienta FL-WES también ofrece orientación sobre los indicadores adicionales que deben medirse y las metodologías que deben tenerse en cuenta en las prácticas de monitoreo. La herramienta se actualizará a medida que la ciencia y las prácticas de control evolucionen.

La Figura 2.3 muestra los indicadores y subindicadores para medir los atributos físicos y químicos de las interacciones bosque-agua (indicadores 1 a 3) y los aspectos socioeconómicos (indicadores 4 a 6), según la lista de la herramienta FL-WES. Los indicadores 1, 2 y 3 y sus subindicadores se miden principalmente a través del trabajo

FIGURA 2.3

Marco de monitoreo de los bosques en el que se describen los indicadores y subindicadores en la herramienta sobre los Servicios ecosistémicos hidrológicos de los bosques y paisajes



de campo y de metodologías cuantitativas ampliamente utilizadas y revisadas por pares. La herramienta identifica los estudios y modelos apropiados. Se espera que los datos de los indicadores y subindicadores socioeconómicos se recojan mediante metodologías cualitativas, como cuestionarios y estudios teóricos.

La herramienta FL-WES dispone de plantillas para la recolección de datos descargables para numerosas variables relacionadas con los indicadores 1, 2 y 3. Hay muestras de cuestionarios disponibles para los indicadores 4, 5 y 6. Tanto las hojas para la recolección de datos como los cuestionarios son personalizables, un atributo que permite utilizar la herramienta en cualquier contexto.

EarthMap se ha integrado en la herramienta FL-WES para ayudar a los usuarios en sus necesidades de recolección de datos. EarthMap es una aplicación web de fácil manejo que puede utilizarse para realizar análisis geoespaciales de las ubicaciones seleccionadas del proyecto en FL-WES, como el uso del suelo, las precipitaciones y la temperatura.

La herramienta FL-WES es muy útil para los organismos y técnicos forestales, hídricos y medioambientales nacionales y subnacionales. Muchos organismos nacionales encargados del monitoreo de los bosques y el agua carecen de marcos adecuados para integrar el nexo entre los bosques y el agua en las políticas y prácticas de gestión; la herramienta FL-WES, combinada con el desarrollo de la capacidad en el nexo bosque-agua, puede ayudar a cerrar esta brecha.

El reconocimiento de que el desarrollo de la capacidad es un elemento esencial para mejorar el monitoreo y la gestión del agua de los bosques es el núcleo de la herramienta FL-WES. Por lo tanto, es un componente clave de otro producto de la FAO, *Hacia una mayor conciencia del nexo entre los bosques y el agua: guía de facilitación para el desarrollo de capacidades* (Eberhardt *et al.*, 2019), y está estrechamente relacionado con él. El objetivo de esta guía de facilitación basada en módulos es ayudar a los facilitadores a formar a las partes interesadas,

desde las comunidades hasta los políticos y los profesionales, sobre el nexo entre los bosques y el agua, la importancia de las consideraciones sobre el agua en la silvicultura, la medición y el monitoreo de las interacciones entre los bosques y el agua, y cómo crear esquemas de acción para los bosques y el agua y realizar un monitoreo. Las sesiones, actividades y estudios de caso implican el uso de la herramienta FL-WES.

Guía de campo para una evaluación rápida de las funciones protectoras del bosque en materia de suelo y agua

Los árboles, la hojarasca del bosque, el sotobosque y los suelos forestales contribuyen a la regulación de la cantidad de agua y a la calidad y la disponibilidad en el tiempo de los flujos de agua. Pueden reducir la erosión, actuar como filtros para los contaminantes, ayudar a moderar los caudales máximos, prolongar los caudales base y recargar las aguas subterráneas, así como contribuir a la materia orgánica del suelo y a los nutrientes (FAO, 2008; Ilstedt *et al.*, 2016; Pardon *et al.*, 2017).

La *Guía de campo para una evaluación rápida de las funciones protectoras del bosque en materia de suelo y agua* es un producto de bolsillo para apoyar la recopilación de datos sobre las funciones protectoras del suelo y el agua de los bosques y, de este modo, ayudar a los gestores forestales y a los responsables políticos a integrar los objetivos forestales y del agua en los esquemas de gestión y en las políticas de gestión de los bosques, el agua y los riesgos de desastre. Los datos recogidos mediante la metodología expuesta en la guía también pueden integrarse fácilmente en los inventarios nacionales y en las evaluaciones de los recursos forestales nacionales y mundiales, mejorando así la capacidad de información de los países y apoyando las decisiones y políticas basadas en pruebas.

La metodología registra datos sobre el dosel forestal y la cubierta vegetal, así como indicios de erosión. Requiere un cierto conocimiento de la supervisión, pero los

gestores forestales pueden formarse fácilmente en su aplicación. Los datos permiten a los usuarios entender, por ejemplo:

- las condiciones necesarias para que los bosques desempeñen funciones de protección del suelo y del agua;
- los indicadores para determinar cuándo pueden ser necesarias las intervenciones para la protección de los recursos de suelo y agua;
- la topografía crítica para la protección del suelo y el agua;
- el papel de las copas de los árboles en la protección del suelo y del agua; y
- el nivel crítico del dosel forestal y la cubierta vegetal para las mejores prácticas de gestión en la protección del suelo y el agua.

BOSQUES RIBEREÑOS: UNA NUEVA MEDIDA GLOBAL PARA CONTROLAR LOS BOSQUES Y EL AGUA

Los bosques ribereños muestran los retos, las oportunidades y las lagunas de datos en el monitoreo de las interacciones entre los bosques y el agua. Los bosques ribereños, es decir, los situados en las zonas de ribera, proporcionan importantes servicios ecosistémicos, pero su monitoreo y gestión suponen un reto, incluso en zonas con muchos datos (Riis *et al.*, 2020). Los avances en los sistemas basados en la teledetección y las herramientas de evaluación rápida sobre el terreno que ayudan a tomar las decisiones de gestión forestal a escala local ofrecen la oportunidad de crear herramientas y metodologías que mejoren la gestión de las zonas ribereñas. En esta sección se revisan las definiciones de los bosques de ribera; los retos que plantea la aplicación de una determinada definición a escala mundial; el potencial de las tecnologías de teledetección; las bases de datos y los métodos disponibles; los métodos de validación; y las principales limitaciones y lagunas.

Definición de bosque ribereño

La definición de un bosque ribereño se ha estado debatiendo durante mucho tiempo, y existen tres grandes corrientes: 1) los que tienen en cuenta los aspectos geomorfológicos; 2) los que tienen en cuenta las funciones de los bosques ribereños; y 3) los que se utilizan con fines políticos. Las zonas ribereñas son muy variadas y a menudo comprenden varios tipos de vegetación que pueden no entrar en la definición de bosque (Clerici *et al.*, 2011). Así pues, las recomendaciones o estipulaciones reglamentarias sobre la anchura del “bosque ribereño” o la delimitación de las “zonas ribereñas” pueden depender de la definición utilizada. Por lo tanto, la elección de la definición correcta es importante para el monitoreo y la gestión de las zonas ribereñas con el fin de garantizar la prestación de servicios ecosistémicos, especialmente en los paisajes de uso mixto en los que los bosques ribereños podrían competir con otros usos del suelo, como la agricultura.

Históricamente, la dinámica de los ríos se ha explicado a grandes rasgos en términos de flujo de agua y transporte de sedimentos, erosión y deposición (Gurnell y Grabowski, 2015; Osterkamp, Hupp y Stoffel, 2011). Sin embargo, recientemente se ha reconocido que la vegetación es un importante impulsor de los procesos morfológicos de los canales y las llanuras de inundación (Gurnell y Grabowski, 2015), y que tiene un impacto directo en la prestación de servicios ecosistémicos. Las zonas ribereñas se consideran ecosistemas de transición que se encuentran entre los ecosistemas terrestres y los acuáticos y que varían en sus características con la distancia al canal de agua o al río. La vegetación ribereña también varía en estructura y función con el régimen bioclimático, que impulsa la cantidad de agua y la disponibilidad de flujos en el tiempo, los patrones morfológicos de los cauces fluviales, que afectan al tipo de vegetación y a los regímenes de estrés y perturbación; y el uso del suelo, dependiendo de si se trata de tierras forestales o agrícolas. Un ejemplo de clasificaciones basadas en estos parámetros es la de Gurnell *et al.* (2015), que proporciona una clasificación de zonas ribereñas para los ríos europeos.

Las zonas ribereñas son complejas y sus interacciones con las zonas terrestres y acuáticas adyacentes dan lugar a procesos que deben tenerse en cuenta en su delimitación. Las definiciones para abordar esta complejidad se han centrado en la funcionalidad de la zona ribereña para dar cuenta del impacto de la vegetación ribereña en la hidrología, la calidad del agua, la biodiversidad, la conectividad del paisaje y otros servicios ecosistémicos (Luke *et al.*, 2019). Esta funcionalidad es crucial porque puede cambiar con perturbaciones como las presas, las desviaciones de agua y el cambio climático. Las perturbaciones humanas pueden causar alteraciones significativas en la vegetación ribereña a través de sus impactos directos en el bioclima, la morfología y el uso del suelo; por lo tanto, las zonas ribereñas son sistemas socioecológicos cuyas características específicas dependen de factores biofísicos y antropogénicos (Dufour y Rodríguez-González, 2019).

Al menos en teoría, una definición amplia de las zonas ribereñas permitiría la adaptación local de los enfoques de gestión para tener en cuenta su complejidad y variación. Sin embargo, esto supone un reto para los responsables políticos, ya que desarrollar, aplicar y hacer cumplir políticas que dependen de las interacciones a escala local puede ser difícil. Así, algunos gobiernos han optado, por ejemplo, por establecer unos límites mínimos para la anchura de las zonas ribereñas basados en un tipo de ecosistema concreto y aplicados a nivel nacional, independientemente de la geomorfología local del río. Sin embargo, establecer una anchura mínima puede significar que partes importantes de algunas zonas ribereñas queden sin protección, con consecuencias negativas para los servicios ecosistémicos que proporcionan (Fernández *et al.*, 2012).

Las cuestiones de definición y delimitación son aún más complejas para la supervisión. Los países y los organismos de vigilancia han invertido considerables recursos humanos y financieros en el desarrollo de metodologías de teledetección en sus jurisdicciones. Las ventajas son evidentes: los datos pueden recogerse y analizarse fácilmente a diversas escalas espaciales en grandes áreas sin necesidad de realizar trabajo de campo. Sin embargo, esto es difícil para las zonas ribereñas, porque los productos de teledetección miden parámetros basados en atributos físicos que pueden ser muy variables en las zonas ribereñas. Por ejemplo, los modelos digitales de elevación (MDE) pueden ayudar a determinar la forma de los canales y la topografía circundante, que a menudo dicta la extensión de una zona ribereña, especialmente en valles empinados con canales estrechos. Sin embargo, esto no es así en todas partes, ya que las zonas ribereñas también existen en zonas llanas. En estos casos, los MDE combinados con la información sobre las inundaciones podrían dar una mejor idea de la zona bajo la influencia del agua (Fernández *et al.*, 2012), pero esta información puede no estar disponible. Los modelos para delimitar las zonas ribereñas podrían incluir la presencia de vegetación, la hidrología y la biodiversidad, entre otras variables, pero surge el mismo problema de falta de información (Fernández *et al.*, 2012). Los estudios sugieren que los modelos del sistema de información geográfica (SIG) y las imágenes de teledetección pueden utilizarse para delimitar las zonas ribereñas basándose en la geomorfología y la hidrología, pero es necesario realizar una calibración a nivel local para afinar los modelos, que también están limitados por la resolución espacial de los MDE (Fernández *et al.*, 2012).

En resumen, las zonas ribereñas son de naturaleza compleja y se ven afectadas por las actividades antropogénicas y por factores biofísicos. No se puede exagerar su importancia para los ecosistemas acuáticos y terrestres, por lo que requieren una gestión cuidadosa. Su delimitación, gestión y monitoreo deben ser específicos para cada contexto, y el objetivo debe ser maximizar todas las funciones de estas zonas para la prestación de servicios ecosistémicos. No obstante, también puede haber oportunidades para aplicar los conocimientos más allá de las dinámicas específicas del lugar, como en la delimitación de las zonas ribereñas utilizando una combinación de SIG y tecnologías de teledetección (por ejemplo, Clerici *et al.*, 2013; Weissteiner *et al.*, 2016), junto con el

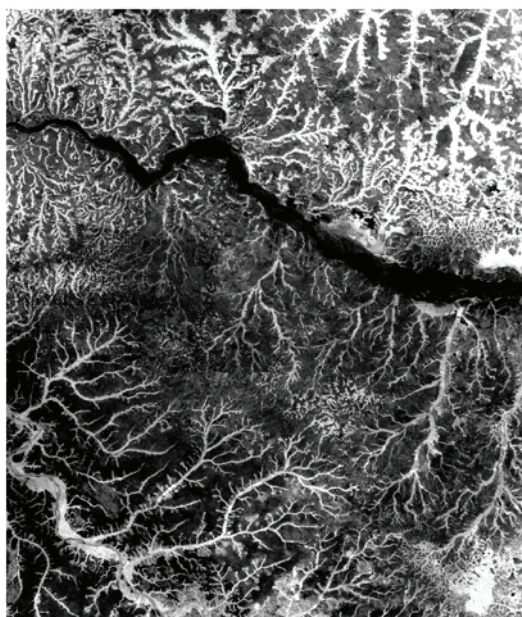
monitoreo a nivel del lugar para su ajuste. A continuación examinamos cómo se puede mejorar la gestión de las zonas ribereñas con enfoques mixtos.

Desafíos en el monitoreo global de los bosques ribereños

La cartografía de los bosques ribereños a escala mundial tiene dos objetivos: 1) obtener una visión global de los bosques ribereños y de la dinámica actual; y 2) proporcionar datos y métodos que permitan a los organismos forestales nacionales supervisar los cambios en los bosques ribereños, validar los datos y actuar basándose en dicha información.

Las preguntas clave para establecer un indicador global para los bosques ribereños son las siguientes:

- ¿A qué escala hay que cartografiar los bosques ribereños? ¿Existe una unidad cartográfica mínima? Esto es crucial a escala mundial (véase la imagen de más abajo).
- ¿Existe un esquema de clasificación adecuado para los bosques ribereños que pueda ser cartografiado a escala global?
- ¿Qué parámetros deben extraerse (por ejemplo, la superficie de los bosques ribereños, cambios en esta y cambios en la interconexión con las zonas antropogénicas)?
- ¿Se requieren totales acumulados de cada clase de bosques ribereños? También sería necesario distinguir entre los cambios naturales (debidos al caudal del río) y los antropogénicos. ¿Puede un producto global responder a estos requisitos?
- ¿Cómo se puede “detectar”, cartografiar y validar un bosque ribereño?



Este producto (índice de sombra [Rikimaru, Roy y Miyatake, 2002]) proveniente del satélite Sentinel-2 destaca la vegetación leñosa (bosques) a lo largo de la red fluvial, que aparece más brillante. Las zonas más oscuras son las sabanas y la agricultura. En la esquina inferior derecha de la imagen se puede ver un gran bosque ribereño.

Las definiciones oficiales de bosque de ribera varían en función de la legislación y los objetivos medioambientales nacionales. Las definiciones de las zonas ribereñas en la literatura para la cartografía de grandes áreas se basan a menudo en una “distancia de la zona de amortiguamiento” de un curso de agua (a menudo entre 10 m y 200 m) (Broadmeadow y Nisbet, 2004; De Oliveira Ramos y Dos Anjos, 2014). El reto del monitoreo global es establecer una definición clara sin simplificar demasiado. La

definición legal y la funcionalidad de estos bosques varía según los ecosistemas y los países, lo que dificulta un enfoque global coherente. Se puede considerar un sistema de dos niveles: una evaluación global general que proporcione una visión de conjunto y una base de datos relevante a nivel nacional para permitir el desarrollo de estrategias de gestión adecuadas. Los dos niveles pueden ser compatibles, con sistemas nacionales de vigilancia anidados a nivel global.

Del mismo modo, existen dificultades para supervisar diferentes ecosistemas utilizando la misma metodología. Esto queda ilustrado por el trabajo realizado en la República Democrática del Congo (véase el estudio de caso de la página 27), en el que se revisaron dos ecozonas: una (ecuatorial) con plena cubierta forestal y otra (subtropical) en un ecosistema de bosque-sabana (véase la Figura 2.11 de la página 27).

La teledetección como herramienta de monitoreo de los bosques ribereños

La teledetección proporciona una herramienta sinóptica para el monitoreo de la cobertura y el cambio de la misma en zonas extensas y a menudo inaccesibles. Cuando se emplean adecuadamente, los métodos son robustos y repetibles, dando lugar a un producto homogéneo que permite comparar las medidas cuantitativas entre países y regiones. Los resultados georreferenciados del procesamiento de imágenes pueden introducirse rápidamente en un SIG para producir mapas y estadísticas para la gestión del suelo y la elaboración de modelos. Varias instituciones importantes (por ejemplo, la FAO, el Instituto Nacional de Investigación Espacial del Brasil, el Centro Común de Investigación de la Comisión Europea y la Universidad de Maryland) llevan muchos años utilizando la teledetección para elaborar mapas y estadísticas sobre la distribución y el cambio en los bosques.

La cartografía de los bosques ribereños tiene dos componentes: la cartografía de la cubierta forestal (y sus cambios) y la identificación de los bosques ribereños dentro de la capa de cubierta forestal. Existen varios conjuntos de datos, métodos y herramientas para poner en marcha un sistema de vigilancia válido a nivel mundial y pertinente a nivel local.

Para las zonas ribereñas de la mayor parte del mundo, no se dispone de imágenes con la resolución necesaria para un monitoreo adecuado. Por tanto, los esfuerzos de monitoreo y gestión de los bosques ribereños que se basan en la teledetección por satélite son limitados y deben combinarse con metodologías más precisas, como los datos de teledetección obtenidos mediante el uso de drones, y el monitoreo sobre el terreno. Los recuadros 2.3 y 2.4 presentan ejemplos del uso de la tecnología de teledetección y de los métodos de campo.

RECUADRO 2.3

La herramienta Blue Targeting para la evaluación rápida del hábitat ribereño

La herramienta Blue Targeting (BTT por sus siglas en inglés) es un ejemplo de cómo los países han empezado a poner en práctica herramientas que pueden ser fácilmente aplicadas por cualquier ciudadano para mejorar la gestión de las zonas ribereñas. Estas iniciativas sobre el terreno pueden complementar los enfoques basados en la teledetección dirigidos por el gobierno. El resultado es un seguimiento y una gestión más exhaustivos de las zonas ribereñas, una mayor concienciación de los ciudadanos y las industrias sobre los recursos forestales e hídricos y una mayor participación en su gestión.

La BTT fue desarrollada por el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y las asociaciones suecas de propietarios forestales con el objetivo de incluir consideraciones sobre la gestión del agua en la planificación forestal. El público destinatario son los propietarios y gestores forestales privados y de pequeñas explotaciones.

Continúa...

La BTT se desarrolló inicialmente para arroyos pequeños (10 m de ancho) en condiciones boreales y escandinavas (Henrikson, 2018). Consiste en una encuesta de tipo tarjeta de puntuación que puede aplicarse a los tramos de los arroyos y cuya realización requiere pocos conocimientos técnicos. La encuesta evalúa cuatro aspectos clave de un tramo de arroyo: 1) valores de conservación; 2) impacto; 3) sensibilidad; y 4) valores añadidos (Henrikson, 2018). En función de la puntuación obtenida,

la BTT clasifica los tramos de arroyos en “clases de objetivos azules”, que establecen las acciones necesarias con respecto, por ejemplo, a la anchura de la zona ribereña, el uso de medidas de protección y la gestión de los bosques adyacentes al arroyo (Henrikson, 2018).

La BTT se apoya en un entorno y unas plataformas desarrolladas a lo largo de muchos años. El sector forestal ha influido tradicionalmente en la gestión, la política y las acciones legislativas forestales en Suecia (Lindahl *et al.*, 2017). La política también ha evolucionado, dando lugar a un modelo en el que la producción, el medio ambiente y la conservación tienen el mismo peso, y en el que los agentes privados asumen gran parte de la responsabilidad de encontrar este equilibrio en la gestión. La revisión de la ley forestal de Suecia en 1993 contribuyó a una nueva ola de esfuerzos de restauración centrados en los retos de la gestión a escala del paisaje, incluida la gestión forestal que tiene en cuenta los recursos hídricos y considera la importancia

de los procesos participativos de las múltiples partes interesadas. La necesidad de ello se vio reforzada por la Directiva marco del agua de la Unión Europea, que reconoce el papel del sector forestal en la gestión del agua y la necesidad de adoptar nuevas medidas (Eriksson *et al.*, 2018).

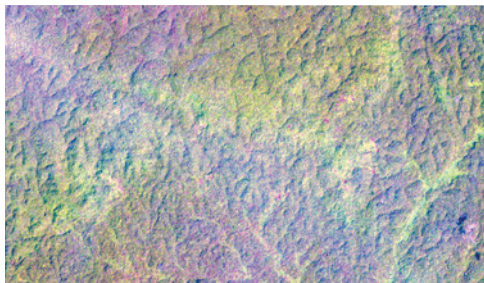
El éxito de la implementación de la BTT en Suecia ha favorecido su adaptación y su aplicación en otros países. El programa Interreg Europe de la Unión Europea, Gestión del agua en los bosques del Báltico (WAMBAF, por sus siglas en inglés), comenzó en 2016 con el objetivo de reducir la exportación de nutrientes y contaminantes de los bosques a los arroyos, lagos y al mar Báltico. El proyecto también se propuso mejorar el conocimiento y la coordinación entre los países bálticos, las agencias y otras partes interesadas y crear herramientas eficaces para la gestión de los bosques ribereños, el drenaje forestal y la actividad del castor (Interreg Baltic Sea Region, 2020). La BTT se incluyó en el proyecto como herramienta de gestión de los bosques ribereños. El proyecto ofreció formación para probar la BTT y otras herramientas, con la participación de más de 600 personas, entre ellas representantes de empresas forestales privadas y estatales, planificadores, propietarios de tierras, cazadores, autoridades, organizaciones no gubernamentales y científicos (Agencia Forestal Sueca, 2020). Se han creado zonas de demostración y la BTT se ha adaptado y traducido para su aplicación en Finlandia, Letonia, Lituania y Polonia (WAMBAF, 2020). Un nuevo proyecto de monitoreo, WAMBAF Toolbox, pretende ampliar el uso de estas herramientas. La BTT se está adaptando para su uso en otros ecosistemas, incluyendo los bosques boreales en la Federación de Rusia y los bosques tropicales en el Brasil (Taniwaki *et al.*, 2018).

Uso de la teledetección para evaluar los cambios en los bosques ribereños. Diversas actividades, como la minería industrial (véase la Figura 2.4), los proyectos hidroeléctricos, la expansión agrícola a pequeña escala y los proyectos agrícolas a gran escala, pueden provocar cambios en los bosques ribereños, con impactos, por ejemplo, en la cubierta forestal, el flujo de agua y la calidad del agua. Muchas de estas actividades aportan beneficios económicos nacionales y locales; sin embargo, es importante documentar los cambios que provocan en los bosques ribereños, así como las relaciones entre los bosques y el agua en general, y controlar y, si es necesario, tomar medidas para mitigar los impactos en la calidad de los recursos y apoyar la gobernanza de los bosques y el agua.

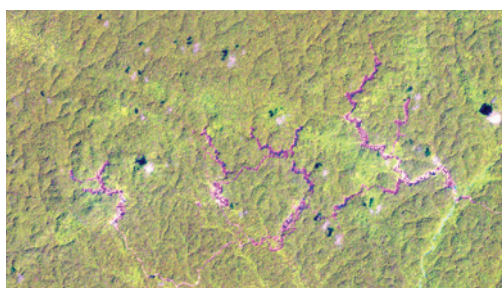
FIGURA 2.4

Datos ópticos de Sentinel-2 que muestran el desarrollo de la minería a lo largo de una red fluvial en el norte de la República del Congo

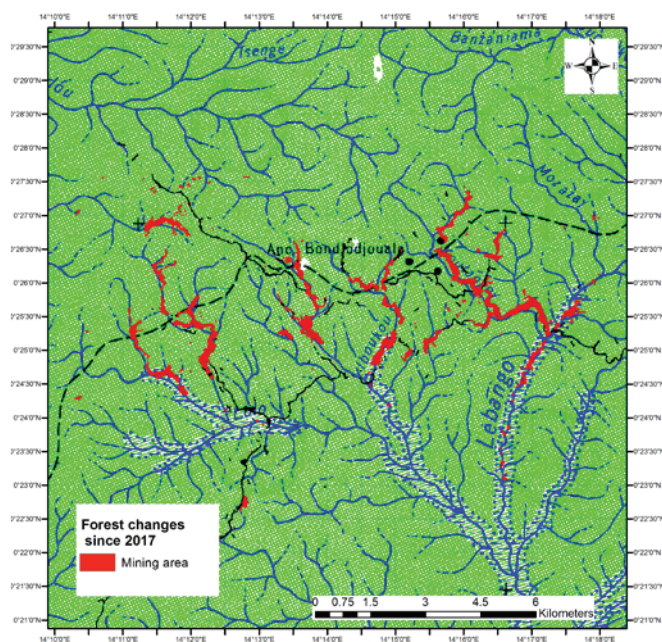
a) Imagen de Sentinel-2 (2016) antes del desarrollo minero



b) Imagen de Sentinel-2 (2018) que muestra las zonas mineras a lo largo de los ríos



c) Producto cartográfico; se eliminaron aproximadamente 250 ha de bosques ribereños a lo largo de 25 km del curso del río; el cambio se cartografió mediante la segmentación de imágenes y se superpuso al mapa topográfico



Bondjodjoula

Las obras de las minas comenzaron a principios de 2017 a lo largo de los ríos Lebango, Lolo, Ibouku y Koutangoy, al sur de la ciudad de Bondjodjoula.

El mapa actual muestra el alcance de las operaciones en febrero de 2019. Se han explotado un total de 250 ha (en rojo).



Frédéric Achard, Hugh Eva & Guido Ceccherini
European Commission
Joint Research Centre
Directorate D – Sustainable Resources
Bio-Economy Unit
14 March 2019



Fuente: Eva et al. (2020).

RECUADRO 2.4

Zonas ribereñas: el punto de encuentro entre las redes verde y azul

La iniciativa de la Unión Europea sobre las zonas ribereñas se llevó a cabo en 2016 para identificar y cartografiar las zonas ribereñas en los, entonces, 28 países de la Unión Europea, más algunos países cooperantes (la figura 2.5 muestra un ejemplo). La iniciativa se basó en una metodología desarrollada en el Centro Común de Investigación (CCI) de la Comisión Europea (Clerici *et al.*, 2011; 2013) y se basó en un conjunto de bases de datos, como EU-HYDRO, EU-DEM, JRC Flood Hazard Risk, Corine Land Cover y High Resolution Forests Layer. Estas se combinaron en un complejo enfoque de modelización espacial basado en la lógica difusa y el análisis de imágenes basado en objetos. Finalmente, el modelo fue capaz de delinear zonas ribereñas potenciales, observadas y reales. Dada la extensión de la zona y su complejidad, el nivel de detalle del producto no tiene precedentes.

Para la presente publicación, los autores se plantearon la siguiente pregunta: “¿Podemos aumentar la escala de la iniciativa de las zonas ribereñas?” (Clerici *et al.*, 2011; Weissteiner *et al.*, 2016). La iniciativa se llevó a cabo en un entorno rico en datos, que no existe a nivel mundial.

Sin embargo, gracias a la creciente disponibilidad de datos obtenidos por satélite y a las nuevas técnicas de tratamiento de imágenes, ahora es posible producir un conjunto de datos globales utilizando proxies para cumplir con los requisitos del enfoque de la Unión Europea.

FIGURA 2.5

Un ejemplo del producto Zonas Ribereñas modelado

Note: Permanent water is in blue, riparian zones are in green.

Source: Clerici *et al.* (2011).

Bases de datos disponibles para la aplicación del monitoreo de los bosques ribereños

Existen conjuntos de datos globales sobre redes fluviales y productos derivados para apoyar la distinción de los bosques ribereños ubicados en zonas más altas (Pekel *et al.*, 2016), incluyendo el modelo digital de elevación de 3 arcosegundos derivado de la misión topográfica Shuttle Radar de la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA). Este modelo permite crear productos útiles, como la acumulación de

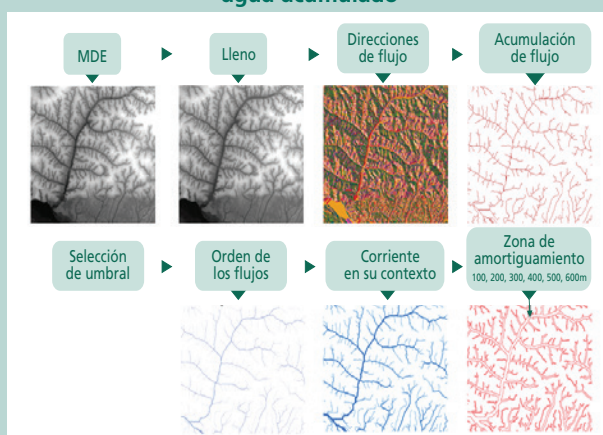
flujos, que define la cantidad de superficie aguas arriba, medida en número de celdas, que drena en zonas discretas aguas abajo, lo que puede utilizarse para formar la base de las zonas de amortiguamiento ribereñas en una red fluvial (véase el Recuadro 2.5).

El análisis por teledetección mediante índices adecuados apoyados por la segmentación de imágenes puede generar una capa ribereña adecuada en algunos ecosistemas. Las bases de datos generadas de este modo deben ser evaluadas para garantizar una delimitación sólida de los bosques ribereños para diversos ecosistemas. Del mismo modo, el análisis de patrones espaciales morfológicos (MSPA) (Soille y Vogt, 2009) genera mapas y estadísticas sobre el tamaño de los parches y la conectividad utilizando mapas de base forestal de entrada. Aunque se desarrolló para apoyar los

RECUADRO 2.5 Posibles métodos para definir las zonas ribereñas

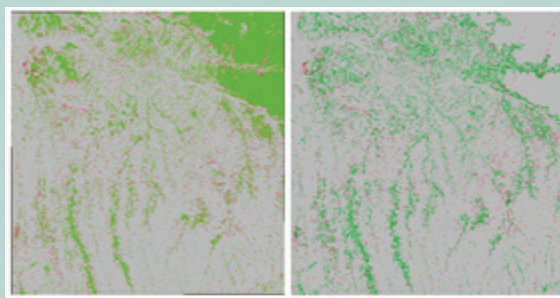
Un método potencial para definir las zonas ribereñas es utilizar el modelo digital de elevación (MDE) de la Misión Topográfica Shuttle Radar de 90 m para derivar una capa de flujo de agua acumulada estimada, como se muestra en la Figura 2.6.

FIGURA 2.6
Proceso de identificación de las zonas de amortiguamiento ribereñas que usan el flujo de agua acumulado



Otro enfoque es utilizar productos de cambio forestal global como Tropical Moist Forest con máscaras de agua (Pekel *et al.*, 2016) y aplicar algoritmos de fragmentación para separar los bloques centrales de los bosques de galería (véase la Figura 2.7). Las máscaras de agua se utilizan para restringir el tratamiento a las zonas afectadas por el agua. Este enfoque permite obtener mejores resultados con máscaras forestales y de agua más precisas producidas localmente.

FIGURA 2.7
Producto Tropical Moist Forest (original y posterior al análisis de fragmentación)



Nota: En la imagen de la derecha, se han extraído los bosques ribereños (verde), y los cambios de bosque a no bosque se muestran en rojo

Fuente: Pekel *et al.* (2016).

estudios ecológicos sobre la distribución y los movimientos de las especies, el MSPA es útil para evidenciar los patrones forestales que también pueden ayudar a discernir los bosques ribereños. Existen herramientas en línea y autónomas para este enfoque.

Bases de datos forestales existentes e imágenes de teledetección disponibles (nivel 1)⁵. Una base de datos disponible sobre la cubierta forestal es Global Forest Change, que ofrece el porcentaje de la cubierta forestal y los cambios desde el año 2000 con una resolución de 30 m (Hansen *et al.*, 2013). Un producto similar con la misma resolución y escala de tiempo es Tropical Moist Forest, aunque este solo cubre los cinturones de bosque perenne (Vancutsem y Achard, 2017). Se dispone de una base de datos mundial de manglares basada en datos ALOS PALSAR y Landsat⁶ para el año de referencia 2010 (Bunting *et al.*, 2018), con cambios desde esta línea de referencia para seis épocas entre 1996 y 2016. A partir de 2018 está previsto elaborar mapas anuales a partir de esta base de datos. Las imágenes satelitales preprocesadas de los satélites Landsat y Sentinel, cuyas imágenes de libre acceso se pueden descargar o procesar en línea, se pueden utilizar para crear mapas de cobertura forestal y de cambio de cobertura forestal para cualquier área seleccionada utilizando imágenes de una sola fecha en una estación o un compuesto temporal apropiado. Estas imágenes de resolución media (10-30 m) son adecuadas para cartografiar los bosques ribereños a escala global. Ahora existe una cobertura mundial para los datos de imágenes VHR (5 m), que pueden utilizarse para validar los mapas derivados de los satélites de media resolución. Existen herramientas de código abierto, tanto autónomas, por ejemplo, IMPACT (Simonetti, Marelli y Eva, 2015) como en línea, por ejemplo, SEPAL, que permiten a los usuarios procesar imágenes de satélite para obtener mosaicos y mapas sin nubes, extraer estadísticas y validar los productos utilizando datos satelitales VHR de escala más precisa (véase el Recuadro 2.6).

Métodos de procesamiento de imágenes de teledetección para bosques ribereños (nivel 2). La mayor parte de la bibliografía sobre la cartografía de los bosques ribereños se limita a Norteamérica y Europa (por ejemplo, Klemas, 2014; Clerici *et al.*, 2011). Un estudio reciente de 428 artículos revisados por pares sobre la cartografía de los bosques ribereños con teledetección reveló que el 79% se centraba en el hemisferio

RECUADRO 2.6

Datos de satélite de muy alta resolución para la validación de productos

Las empresas de satélites comerciales han empezado a poner en marcha constelaciones de satélites de muy alta resolución (VHR) capaces de proporcionar una cobertura diaria de datos casi global, como RapidEye (5 m) y Planet (3 m). La cobertura global significa que, aunque la cartografía exhaustiva con estos datos sigue siendo un reto debido al volumen de datos y al coste, se pueden emplear esquemas de muestreo estadístico con fines de validación. La Iniciativa Internacional sobre el Clima y los Bosques de Noruega ha firmado recientemente un contrato con KSAT, Airbus y Planet para proporcionar acceso universal a la vigilancia por satélite de alta resolución en los trópicos con el fin de apoyar los esfuerzos para reducir la deforestación tropical. Los nuevos mosaicos sin nubes de los datos de Planet con una resolución espacial de 3 m estarán disponibles cada mes, de forma gratuita durante dos años. También estarán disponibles los archivos históricos (a partir de 2015), que abarcan todos los países tropicales en los que se produce deforestación y degradación forestal.

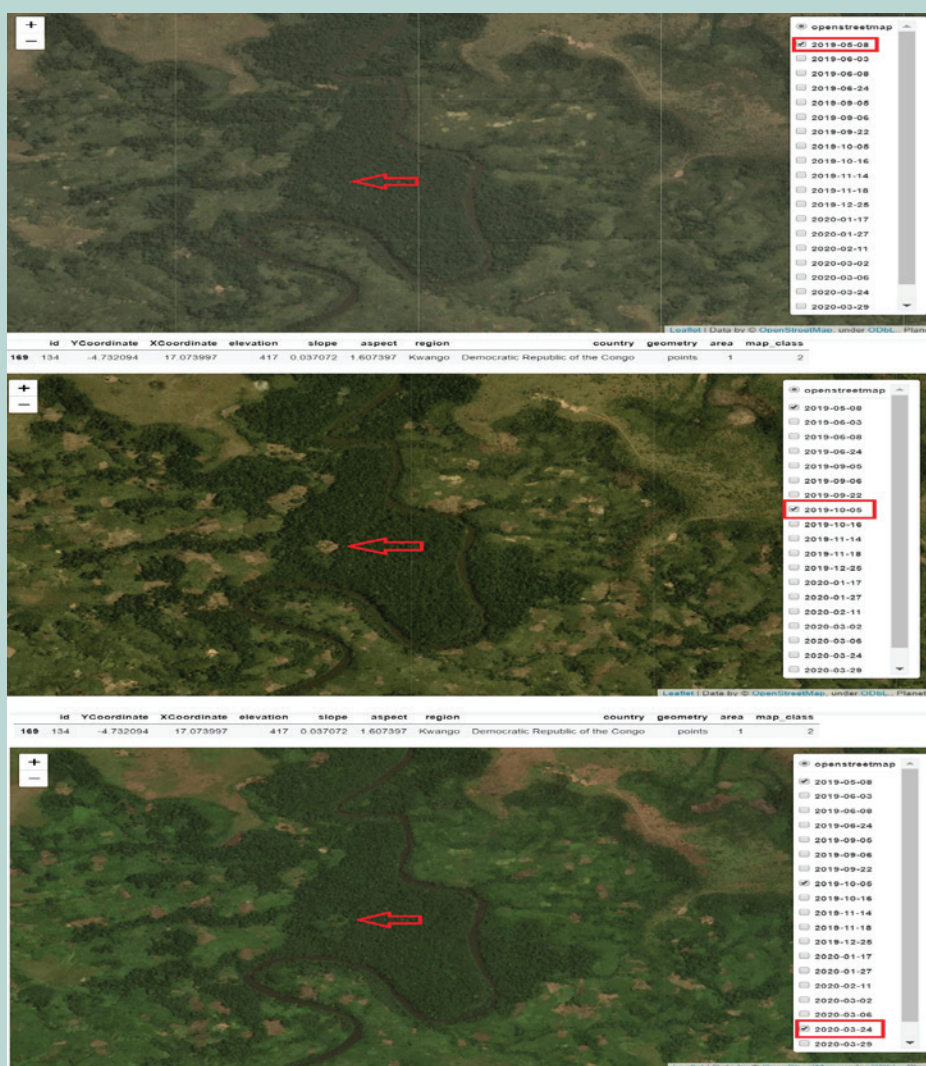
⁵ El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático ha clasificado los enfoques metodológicos en tres niveles, según la cantidad de información necesaria y el grado de complejidad analítica (IPCC, 2006).

⁶ www.globalmangrovewatch.org

Este conjunto de datos, al que se podrá acceder a través de la plataforma SEPAL de código abierto de computación en la nube de la FAO, complementará los sistemas de alerta casi en tiempo real para permitir la validación precisa de la deforestación y la degradación en los bosques ribereños.

Estos datos VHR son importantes para validar los cambios rápidos en los paisajes. La Figura 2.8 muestra los bosques ribereños de la República Democrática del Congo en mayo de 2019, octubre de 2019 y marzo de 2020. Un nuevo claro en el bosque (detectado automáticamente por el algoritmo de Tropical Moist Forest) es visible en octubre de 2019, pero el rebrote de la vegetación ha ocultado en gran medida este claro en marzo de 2020. Este ejemplo muestra la necesidad de disponer de imágenes de alta cadencia para validar las alteraciones de la cubierta arbórea detectadas automáticamente, incluso en ecosistemas

FIGURA 2.8
Cambio en la cubierta forestal ribereña en un sitio de la República Democrática del Congo, mayo de 2019-marzo de 2020



Nota: Arriba: mayo de 2019; en medio: octubre de 2019; abajo: marzo de 2020.

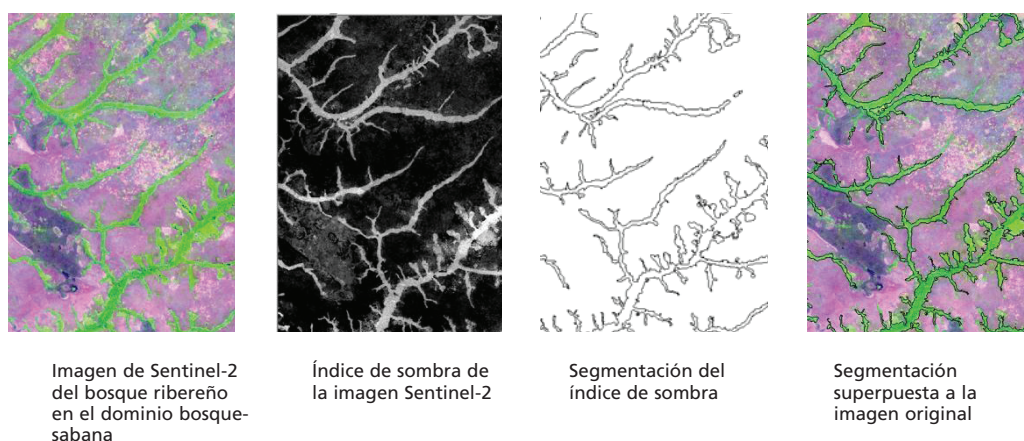
Fuente: www.nicfi.no/current/new-satellite-images-to-allow-anyone-anywhere-to-monitor-tropical-deforestation

norte y el 14%, en ecosistemas tropicales y subtropicales (Huylenbroeck *et al.*, 2020), y que el resto de los estudios hacían referencia a ecosistemas de tundra y desérticos. La cartografía basada en la teledetección de los manglares en los trópicos está más sometida a estudio, con esfuerzos que utilizan sensores ópticos, radares de apertura sintética y una combinación de ambos (Kuenzer *et al.*, 2011; Bunting *et al.*, 2018; Thomas *et al.*, 2018). En el caso de los instrumentos ópticos, se ha empleado una amplia gama de técnicas (por ejemplo, índices espectrales, clasificaciones supervisadas y no supervisadas y clasificadores de árboles de decisión) y sensores para la cartografía de los bosques ribereños, dependiendo de la escala y extensión del área de estudio y de las imágenes disponibles (véase la revisión de Huylenbroeck *et al.*, 2020).

La extracción de datos puede realizarse a nivel de píxel o mediante la segmentación de la imagen, basándose en la reflectancia de la banda o en índices derivados, lo que permite el uso de unidades cartográficas mínimas (Raši *et al.*, 2011). Los clasificadores basados en píxeles, aunque son eficientes, tienden a crear un efecto “sal y pimienta” que se debe eliminar mediante la filtración. En las zonas de sabana, la segmentación tiene la ventaja potencial de proporcionar un fuerte contraste para los bosques ribereños (véase la Figura 2.9). Sin embargo, en la zona ecuatorial, donde la cubierta forestal completa es más común, la detección de bosques ribereños requiere una combinación de detección de bosques y fuentes suplementarias para delimitar las zonas ribereñas.

FIGURA 2.9

Ejemplo del uso de índices espectrales junto con la segmentación para destacar los bosques ribereños en el dominio bosque-sabana

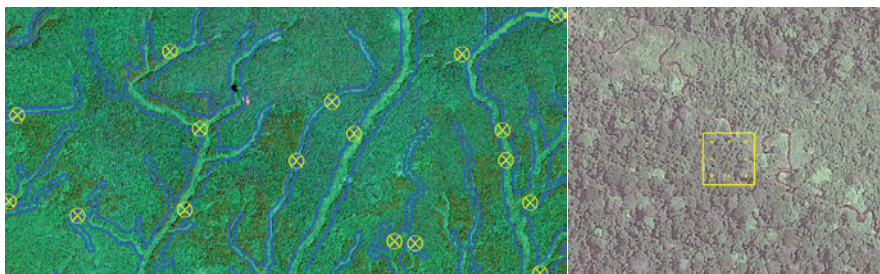


Validación. Para mantener la calidad y la confianza en los resultados, es esencial validar los productos de teledetección utilizando datos de resolución espacial más precisos y, cuando sea posible, inventarios sobre el terreno (Olofsson *et al.*, 2013). Los esquemas de muestreo, como las muestras aleatorias estratificadas de puntos de validación, pueden generarse para las clases objetivo (por ejemplo, el área forestal ribereña y los cambios) utilizando SEPAL u otras herramientas. Los puntos generados pueden ser revisados en herramientas de visualización como Open Foris Collect Earth utilizando datos VHR (véase la Figura 2.10). Cuando no se dispone de estos datos, se pueden emplear mosaicos de Landsat y Sentinel-2 como confirmación sustitutiva. Para el ejercicio de validación es fundamental determinar una unidad cartográfica de validación (punto, área) y unos criterios que permitan a los intérpretes obtener resultados coherentes. La interpretación de los bosques y los cambios forestales plantea pocos problemas, pero el concepto de confirmar si un bosque es ribereño es más difícil. Los resultados de la validación no solo sirven para generar confianza en el producto;

también pueden utilizarse en una fase de corrección para ajustar las estadísticas sobre la superficie y el cambio de los bosques ribereños (Tyukavina *et al.*, 2013). Varios países disponen de datos ópticos de Planet de 3 m de resolución.

FIGURA 2.10

Ejemplo de cómo pueden utilizarse herramientas como SEPAL y Collect Earth para validar las observaciones por teledetección



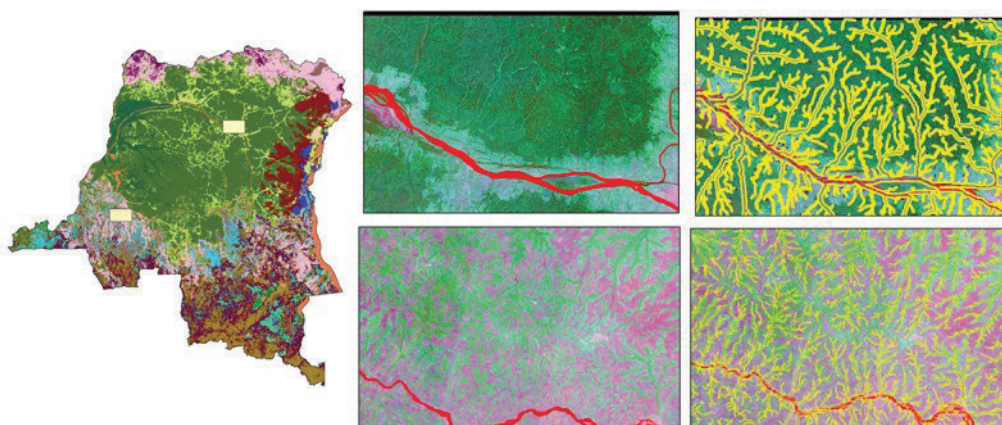
Nota: Un conjunto de puntos de validación (izquierda) generados en SEPAL utilizando el producto Tropical Moist Forest de 30 m, y una interpretación de recuadro (derecha) en Collect Earth. Dado que los bosques ribereños son un criterio específico, la ubicación conjunta de los puntos de validación generados a partir de un conjunto de datos de resolución media (por ejemplo, Landsat con una resolución de 30 m) y de imágenes de validación de resolución precisa puede plantear dificultades.

Estudio de caso: cartografía de los bosques ribereños en la República Democrática del Congo

La Figura 2.11, que muestra dos tipos de ecosistemas (bosque tropical húmedo y sabana) en la República Democrática del Congo, demuestra la naturaleza diversa y los retos del monitoreo de las zonas ribereñas. El bosque de dosel completo presenta desafíos para discriminar los bosques ribereños de los de tierras altas. El tipo de ecosistema de sabana es menos problemático porque los bosques ribereños suelen distinguirse fácilmente de los pastizales que los rodean; por otra parte, suelen estar rodeados de zonas de cultivo migratorio, que pueden incluir formas de arbustos (por ejemplo, la yuca) que pueden ser difíciles de diferenciar de otras especies leñosas.

FIGURA 2.11

Zonas ribereñas en los ecosistemas de bosque cerrado y sabana, República Democrática del Congo



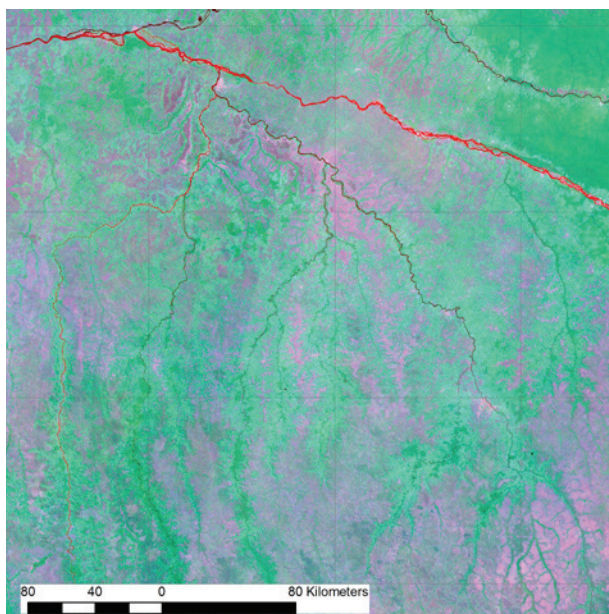
Nota: El mapa de la izquierda muestra la ubicación de las dos áreas de estudio; la imagen superior central de Sentinel-2 muestra el bosque de dosel cerrado, y la imagen inferior central de Sentinel-2 muestra la sabana. Las imágenes de la derecha muestran las mismas ubicaciones superpuestas con vectores de bosques ribereños derivados del flujo de agua acumulado.

Una revisión de los bosques ribereños de sabana. La zona de estudio de la sabana (véase la Figura 2.11) abarca 157 620 km², de los cuales la mayor parte es un complejo de sabana y bosque de galería (véase la Figura 2.12). Al noreste de la zona de estudio

domina una gran zona (1 400 000 ha) de bosque denso, con actividades de tala presentes. Esta región se eliminó del análisis porque prácticamente no se producían cambios en la cubierta forestal a lo largo de los ríos dentro de esta zona de bosque intacto.

FIGURA 2.12

Zona de estudio en el sur de la República Democrática del Congo en Bandunu, mostrando bosques intactos en el noreste y bosques de galería en la sabana al sur del río Kasai

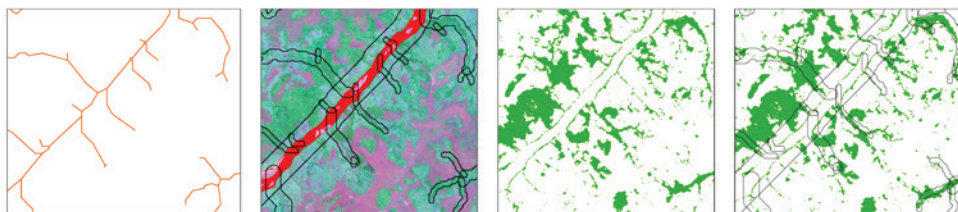


Fuente: Compuesto de falso color de Sentinel-2 (SWIR, NIR, RED) por cortesía del programa Copernicus.

Los datos de la cubierta forestal se obtuvieron de la base de datos Tropical Moist Forest (Vancutsem y Achard, 2016), que recopila información del archivo Landsat y que abarca 37 años. Los datos se asignaron a tres clases: 1) bosque; 2) no bosque; y 3) cambio de cobertura forestal entre diciembre de 2015 y diciembre de 2018. Una evaluación demostró que, aunque el producto es aceptable para delimitar los bosques de ribera, las estimaciones del cambio de la cubierta forestal en esta ecozona son mucho menos fiables debido a la pequeña escala de los cambios en torno a los bosques de galería. Se observó una cierta cantidad de “ruido” (es decir, falsas detecciones de cambios) en los datos.

Para separar los bosques de ribera de los de montaña en esta ecozona, se utilizó un enfoque sencillo en el que se creó una máscara de orden de flujo a partir del MDE de 3 arcosegundos con una zona de amortiguamiento de 200 m. Esto se cruzó con el mapa de Tropical Moist Forest para calcular la superficie y los cambios del bosque ribereño (véase la Figura 2.13). Los bosques ribereños representaban el 80% de las 1 845 500 hectáreas de bosque en el dominio de la sabana, pero se perdían 48 600 hectáreas al año, lo que supone una tasa de deforestación de algo más del 3%. Este alto índice se debe a una combinación de la superficie relativamente pequeña de los bosques ribereños, su acceso abierto y, potencialmente, sus suelos de riego natural. Los resultados pueden desglosarse por orden de flujo.

FIGURA 2.13

Combinación de redes fluviales con datos forestales, sabana, República Democrática del Congo

Nota: De izquierda a derecha: 1) la red fluvial; 2) el orden de los flujos derivados de la red fluvial, superpuesto a los datos de Sentinel-2; 3) el mapa de Tropical Moist Forest; y 4) los bosques situados en la capa del orden de los flujos clasificados como ribereños.

Un producto como el mapa de Tropical Moist Forest puede poner de relieve los focos de deforestación y dónde se producen en el orden de los flujos. Al combinar la deforestación histórica y los datos de campo, estos mapas pueden ayudar a seleccionar las zonas adecuadas para la restauración.

Lagunas en el monitoreo de los bosques ribereños mediante teledetección

Limitaciones de los datos y los sistemas. La baja resolución espacial de los conjuntos de datos sobre el agua puede limitar la precisión de la detección de los bosques ribereños. Como se ha visto en el estudio de caso anterior sobre la sabana en la República Democrática del Congo, las máscaras de orden de los flujos generadas a partir de un MDE no siempre se corresponden con la cubierta forestal real.

La resolución espacial y temporal de los conjuntos de datos forestales obtenidos por teledetección puede limitar su precisión a la hora de detectar cambios rápidos en la cubierta forestal, lo que también puede verse dificultado por la persistencia de la nubosidad (especialmente en los trópicos). Los mapas de humedad del suelo pueden derivarse y actualizarse periódicamente a partir de conjuntos de datos de teledetección sobre la cubierta forestal (Ali *et al.*, 2015), pero estos se limitan a las áreas fuera de la zona forestal porque los sensores de banda C disponibles públicamente (Sentinel-1) no pueden “ver” a través de las copas de los árboles (Frolking *et al.*, 2009).

Máscaras de la red nacional ribereña. Existen pocas bases de datos nacionales de redes ribereñas. Los conjuntos de datos globales, especialmente los del MDE, se deben revisar para producir capas libres de artefactos que puedan ser utilizadas a nivel nacional y editadas para proporcionar la información requerida. Como se muestra en el estudio de caso de la República Democrática del Congo, los bosques ribereños de los ecosistemas de sabana destacan frente a los pastizales y el uso de las tierras agrícolas, pero son espectralmente inseparables de los bosques de las tierras altas en entornos de cobertura forestal completa. Esto significa que hay que desarrollar y probar conjuntos de reglas basados en la elevación y en las zonas de amortiguamiento.

Datos fácilmente disponibles de la cubierta forestal histórica y actual. Aunque dos bases de datos disponibles (Global Forest Change de 2000 y Tropical Moist Forests de 1987) contienen datos históricos basados en Landsat sobre la cubierta forestal tropical, ambas presentan inconvenientes, especialmente en los ecosistemas secos. Los datos anteriores a 2000 no están disponibles para muchas regiones debido a la nubosidad y al escaso número de adquisiciones fuera de las estaciones receptoras existentes entonces.

Sistema de alerta automática para detectar posibles cambios. El laboratorio Global Land Analysis and Discovery de la Universidad de Maryland (Hansen *et al.*, 2016), con el apoyo de Global Forest Watch, es un sistema de alerta basado en Landsat que proporciona alertas semanales sobre la pérdida de cobertura arbórea con una resolución de 30 m en el cinturón tropical y subtropical⁷⁷. El sistema está integrado

⁷⁷ Este sistema de alerta se complementará pronto con productos similares procedentes de los satélites Sentinel-1 y Sentinel-2 de Copernicus.

en SEPAL y puede complementarse con sistemas de alerta adaptados en tiempo casi real basados en varios enfoques de análisis de datos de series temporales (por ejemplo, Breaks For Additive Season and Trend [BFAST], Continuous Change Detection and Classification [CCDC], y Bayesian approach to combine multiple time series for near-real-time forest-change detection [BAYTS]).

Interfaz a medida para inspeccionar, verificar y confirmar los cambios. Un monitoreo eficaz requiere una interfaz que permita la verificación rápida y sólida del cambio en curso, que podría basarse en la interfaz de Collect Earth. La clave del éxito de esta interfaz es el acceso directo a datos recientes de alta resolución (5 m). Dada la nubosidad persistente en muchas regiones, un sistema de este tipo también debería permitir el acceso a datos SAR en cualquier condición meteorológica. Actualmente, los datos de Sentinel-1 están disponibles, pero con una resolución inferior a la óptima. El próximo satélite de radar de apertura sintética de la NASA y la Organización de Investigación Espacial de la India (Stavros *et al.*, 2018), que se lanzará en 2022 equipado con banda L (adecuada para la vigilancia de los bosques), adquirirá datos de 4 a 6 veces al mes con una resolución de 3 a 10 m y también mejorará la base de datos mundial del MDE.

Análisis del sistema de información geográfica para evaluar el impacto en el flujo de agua. Para apoyar a los organismos nacionales en sus esfuerzos por vigilar y mantener los bosques ribereños, se podría desarrollar un conjunto de módulos de SIG que permitieran el análisis rápido de datos de teledetección y la elaboración de alertas cartográficas y productos estadísticos. También podrían proporcionar información sobre los impactos potenciales relativos del cambio en los bosques ribereños a lo largo de los cursos de agua, desde la cabecera hasta los estuarios, y ayudar a priorizar los esfuerzos de restauración. Sería necesario un esfuerzo coordinado entre los expertos para perfeccionar los módulos y su implementación en el software de código abierto y proporcionar ejemplos y tutoriales de acompañamiento.

3 Gestión de los bosques para el agua

Puntos clave

- La creciente población humana y el cambio climático han ejercido presión sobre muchos servicios ecosistémicos, lo que ha aumentado la necesidad de gestionar los bosques para el agua. Se prevé que la demanda de agua siga aumentando a lo largo del siglo XXI.
- La gestión sostenible de los bosques para otros bienes y servicios ecosistémicos, incluida la madera, es compatible con los objetivos relacionados a la calidad del agua, aunque puede ser necesario hacer concesiones. También puede haber sinergias; por ejemplo, la calidad del agua está estrechamente vinculada a la conservación del suelo, una prioridad de la gestión forestal sostenible para la producción de madera.
- Aumentar la resiliencia de los bosques al estrés medioambiental ayudará a reducir el riesgo de una disminución catastrófica de los servicios ecosistémicos forestales, incluidos aquellos relacionados con el agua.
- Existen muchas herramientas de gestión de los ecosistemas que ayudan a gestionar los bosques en beneficio de la cantidad, la calidad y la disponibilidad en el tiempo del agua. Por el contrario, una mala gestión forestal puede tener efectos negativos a largo plazo sobre la salud de los bosques y los recursos hídricos.

Los bosques suelen gestionarse con fines muy diversos, como la producción de madera, el ocio y la conservación de la biodiversidad. Los bosques sanos y bien gestionados también almacenan y filtran el agua, además de reducir la escorrentía superficial y el riesgo de inundaciones. Por otro lado, el crecimiento de los bosques puede reducir el suministro hídrico aguas abajo. Los bosques no gestionados pueden llegar a tener un exceso de población (es decir, una densidad muy alta de árboles por unidad de superficie). Esto, a su vez, puede aumentar la susceptibilidad de los bosques a los brotes de insectos y el riesgo de incendios forestales por la acumulación de combustibles (Shang *et al.*, 2004), y ambos pueden tener impactos significativos en el ciclo hidrológico del bosque (Goeking y Tarboton, 2020). Además, algunos bosques no gestionados y potencialmente con exceso de existencias utilizan más agua y, por tanto, pueden producir menos caudal que los bosques gestionados (es decir, con menos existencias en crecimiento). Los gestores forestales deben lograr un equilibrio entre la optimización del rendimiento hídrico (Evaristo y McDonnell, 2019) y el mantenimiento de un dosel suficiente para minimizar la erosión del suelo, mantener el albedo (es decir, la proporción de luz incidente o radiación reflejada por una superficie) y promover la calidad del agua. Las concesiones que compiten entre las demandas de recursos naturales hídricos y no hídricos de los bosques son un importante desafío para la gestión forestal (Sun y Vose, 2016). Es probable que la necesidad de suministros de agua limpios, abundantes y constantes aumente a medida que el clima cambie y la población humana siga aumentando (Sun y Vose, 2016). En la actualidad, unos 4 000 millones de personas se ven afectadas por la escasez de agua al menos una vez al año (Mekonnen y Hoekstra, 2016); se prevé que esta cifra aumente

a 6 000 millones en 2050 (Boretti y Rosa, 2019). Por lo tanto, se necesita urgentemente una gestión forestal diseñada explícitamente para aumentar el suministro de agua de alta calidad.

Los bosques ya aportan gran parte del agua que utiliza el ser humano, pero esta contribución debe aumentar para garantizar una seguridad hídrica adecuada. Incluso si un bosque no se gestiona principalmente para el agua, una mejor comprensión de los principios asociados a la gestión del agua ayudará a permitir que un bosque contribuya eficazmente a los beneficios adicionales, incluido el agua. En comparación con otros usos de la tierra (por ejemplo, la agricultura y el pastoreo), los bosques suelen producir menos escorrentía de agua superficial y subsuperficial debido a sus tasas de transpiración relativamente altas. Este capítulo aborda los enfoques de gestión forestal que optimizan la cantidad, la calidad y la disponibilidad en el tiempo de los recursos hídricos.

Principios de las relaciones entre el bosque y el agua

Los bosques regulan el flujo de agua mediante la evapotranspiración, el almacenamiento de agua en el suelo y la escorrentía de las tormentas (Andréassian, 2004; Smith *et al.*, 2011). La eliminación de plantas (árboles, arbustos, hierbas y otros tipos de vegetación) y los cambios en el uso de la tierra hacia una cobertura vegetal baja o estacional pueden tener un gran impacto en la regulación de la cantidad, la calidad y la disponibilidad en el tiempo del agua. Los impactos en los suelos forestales pueden afectar al agua de los bosques (Smith *et al.*, 2011); por ello, los bosques no alterados suelen tener la mayor calidad de agua (Fredriksen, 1971).

La comprensión de los principios de la gestión de los bosques y el agua es crucial para garantizar los mejores usos de un recurso hídrico (McNulty *et al.*, 2010). Las aguas en los bosques tienen dos componentes generales: 1) el agua almacenada en el suelo utilizada por la flora y la fauna del bosque; y 2) el agua que recarga las aguas subterráneas o que se exporta desde el bosque en forma de flujo de agua. Los cambios en el suministro de agua subterránea y la corriente de flujo determinan la calidad y la cantidad del agua (Ellison, Futter y Bishop, 2012).

La cubierta forestal es la principal fuente de hojarasca que, al caer y descomponerse, contribuye a la salud de los suelos forestales y ayuda a garantizar una buena infiltración y filtración del agua. Esto, a su vez, es importante en el ciclo del agua y el suministro de agua limpia (Hongve, Van Hees y Lundström, 2000; Boggs, Sun y McNulty, 2015). Los arroyos y manantiales de los bosques siguen fluyendo con agua de relativa calidad mucho tiempo, quizás meses, después del último evento de precipitación debido a la lenta tasa de infiltración del agua a través de los perfiles de los suelos forestales sanos (Che, Li y Zhang, 2013). Las raíces de los árboles de los bosques también ayudan a mitigar la pérdida de masa (es decir, los deslizamientos de tierra) y la erosión del suelo al retener los suelos en las laderas de las colinas (Marden y Rowan, 2015). El agua que sale de algunas cuencas forestales (por ejemplo, las que abastecen a Viena, en Austria, y a Nueva York y Seattle, en los Estados Unidos de América) es de suficiente calidad como para que solo se requiera un tratamiento secundario mínimo antes del consumo humano. A continuación, consideramos los efectos de los bosques sobre el agua en relación con tres propiedades de los recursos hídricos (denominados generalmente valores o servicios hidrológicos): cantidad, calidad y disponibilidad en el tiempo.

Cantidad de agua. El crecimiento de los bosques puede tener un impacto directo en la disponibilidad de agua.

Los bosques plantados utilizan más agua que los bosques naturales debido a un “efecto de plantación” (Kuczera, 1987) en el que los árboles plantados al mismo tiempo y que crecen al mismo ritmo elevado dan lugar a una gran demanda de agua; en consecuencia, tienen un potencial relativamente mayor que los bosques naturales para reducir la disponibilidad de agua en períodos de alto crecimiento.

El rendimiento hídrico o la cantidad de agua de un bosque es determinado por la

cantidad de precipitaciones menos la evapotranspiración y el agua almacenada en el suelo. Los gestores forestales no pueden controlar las precipitaciones, pero sí pueden influir en la evapotranspiración mediante prácticas de gestión. Todos los árboles utilizan agua para la fotosíntesis, y también pierden agua durante la respiración de las hojas. Por lo tanto, la mayoría de los bosques pierden agua del suelo a través de sus copas, aunque, en algunas circunstancias, las copas de los bosques pueden aumentar el agua del suelo interceptando el agua directamente a través del goteo de la niebla de las hojas al suelo (véase la discusión sobre los bosques de niebla tropicales en el Capítulo 5). Por lo tanto, la densidad de hojas (conocida como área foliar) de un dosel tiene un impacto importante en la cantidad de agua que se pierde a través de la transpiración de los árboles.

Una segunda variable que afecta al uso del agua en los bosques es la eficiencia con la que los árboles y la vegetación utilizan el agua para crecer y mantenerse, lo que se conoce como eficiencia en el uso del agua (EUA). Una especie arbórea con una EUA baja utiliza más agua para producir el mismo volumen de crecimiento en comparación con una especie arbórea con una EUA más alta.

La tercera consideración para entender el uso del agua en los bosques es la rapidez con la que crecen los árboles. Un crecimiento más rápido implica un mayor uso absoluto de agua por unidad de tiempo (Forrester, 2015; White *et al.*, 2014). Es probable que los cambios climáticos antropogénicos en la temperatura del aire y las precipitaciones también tengan un impacto significativo en la cantidad de suministros de agua dulce (véase el Recuadro 3.1).

RECUADRO 3.1

Cambios globales en la descarga de los ríos de agua dulce como salida a los sistemas marinos

Diversas presiones antropogénicas, incluido el cambio climático, afectan a los patrones de descarga de los ríos, las propiedades físicas y el ciclo biogeoquímico a escala local (Grill *et al.*, 2019). La mayoría de los enfoques para comprender y evaluar el riesgo climático para las descargas de los ríos se basan en el análisis estadístico de series temporales de descargas históricas o en grandes modelos de escorrentía de base física acoplados a modelos de circulación general.

Los análisis de los datos históricos de los grandes ríos que llegan al océano indican tanto aumentos como disminuciones de los caudales, con un mayor número de disminuciones (Gerten *et al.*, 2008; Dai *et al.*, 2009; Su *et al.*, 2018). En todos los océanos, excepto en el Ártico, la cantidad de descarga fluvial tiende a disminuir. En las zonas de alta latitud se observa una tendencia al aumento de la descarga y, en las zonas de baja latitud, una tendencia a la disminución del caudal. Este patrón puede atribuirse a las precipitaciones desiguales y a los efectos del calentamiento global (Su *et al.*, 2018). Patrones de circulación oceánica a gran escala, como la Oscilación Oceánica del Sur El Niño, la Oscilación Artica y la Oscilación Decadal del Pacífico también pueden causar cambios en la descarga de los ríos a través de su influencia en las precipitaciones (Su *et al.*, 2018).

Los modelos climáticos e hidrológicos acoplados tienen la ventaja de simular los procesos hidrológicos bajo múltiples escenarios climáticos y de predecir explícitamente los futuros hidrogramas. Los modelos sugieren que, a finales del siglo XXI, la precipitación media anual, la evaporación y la escorrentía habrán aumentado en las latitudes altas del hemisferio norte, en el sur y el este de Asia, y en África Central, y habrán disminuido en la región mediterránea, el sur de África, el sur de América del Norte, América Central y Australia (Nohara *et al.*, 2006; Van Vliet *et al.*, 2013). Se espera que aumente la estacionalidad de la descarga de los ríos, y que los ríos de alta latitud experimenten cambios en los tiempos de los caudales debido al deshielo más temprano (Nohara *et al.*, 2006; Van Vliet *et al.*, 2013).

Calidad del agua. La calidad del agua procedente de los bosques es casi siempre superior a la de otros usos de la tierra (por ejemplo, la agricultura) que exponen el suelo, pero la calidad del agua varía con el tiempo y el espacio. El agua suele tener más oxígeno y niveles más bajos de sedimentos en suspensión en los bosques de cabecera en comparación con los de aguas abajo. Del mismo modo, la calidad del agua puede ser menor después de un gran evento de precipitación en comparación con el mismo arroyo durante los períodos de flujo base (es decir, sin precipitaciones) debido al aumento de la turbidez y la contaminación química de los flujos de tierra. La gestión forestal puede influir en gran medida en la calidad del agua: por ejemplo, operaciones como la recolección, la preparación del suelo y el abonado pueden aumentar la cantidad de sedimentos y nutrientes en suspensión en las masas de agua, y ciertas actividades (como el abonado y el uso de pesticidas) pueden aportar sustancias químicas a las masas de agua (Neary, Ice y Jackson, 2009).

La disponibilidad en el tiempo de flujos de agua. El crecimiento y la gestión de los bosques afectan la división del agua de lluvia en escorrentía e infiltración. El rápido crecimiento de los bosques puede reducir la disponibilidad de agua; a la inversa, la tala de árboles puede provocar un aumento significativo. Los cambios en la cobertura arbórea pueden afectar la cantidad de precipitaciones almacenadas en forma de nieve y, al influir en la salud del suelo, la cantidad de agua almacenada en los estos (véase el Recuadro 3.2). Estos tipos de impacto pueden alterar la disponibilidad de los flujos dentro de los ciclos estacionales. El monitoreo es esencial para garantizar que las prácticas de gestión no estén causando impactos negativos en la disponibilidad en el tiempo del agua (Harris *et al.*, 2007).

Los árboles de los bosques son una fuente de materia orgánica para construir nuevos suelos. La hojarasca forestal (por ejemplo, hojas, ramas y troncos) se descompone en

RECUADRO 3.2

El suelo: una clave para las relaciones bosque-agua

Los suelos sanos son esenciales para la disponibilidad en el tiempo del recurso hídrico y su suministro aguas abajo, para la protección de la calidad hídrica debido a la filtración del agua del suelo y para la minimización de la pérdida de calidad del agua debido a la erosión. Los bosques contribuyen a la salud de los suelos al protegerlos contra la degradación episódica y crónica. Las raíces de los árboles anclan la masa del suelo y aumentan su macroporosidad, incrementando la infiltración. El riesgo de desprendimiento de masas y flujos de escombros disminuye a medida que aumenta la infiltración del agua. Las raíces de los árboles en las zonas ribereñas y a lo largo de los canales fluviales ralentizan los flujos dentro del canal y las crecidas, protegiendo así contra la erosión de las orillas y los flujos de detritos, al tiempo que permiten que los sedimentos gruesos se asienten y se produzcan procesos de filtración. La velocidad de movimiento y la energía asociada al agua que se desplaza por el terreno durante las fuertes precipitaciones aumentan con el incremento de la pendiente (Miyata *et al.*, 2009). En caso de lluvias intensas, el rápido movimiento del agua puede provocar la erosión de los barrancos, reduciendo la cantidad de agua que puede almacenarse en el suelo y, en última instancia, provocando la erosión de los barrancos. Las copas de los árboles también proporcionan una barrera contra el proceso físico del agua que golpea y desplaza el suelo. Un dosel cerrado (también llamado completo) protege la superficie del suelo de los impactos directos de las gotas de lluvia y, por tanto, reduce la erosión del suelo. Al reducirse la erosión del suelo, se conserva la materia orgánica y mejora la infiltración del agua en el suelo. Por el contrario, el suelo expuesto corre un mayor riesgo de erosión, con la consiguiente pérdida de calidad del agua (Jiang *et al.*, 2019).

contacto con el suelo (Krishna y Mohan, 2017). Si la tasa de entrada de hojarasca es más rápida que la tasa de descomposición, se forma un horizonte orgánico sobre el suelo mineral (Van Cleve y Powers, 2006). Además de la materia orgánica superficial, la descomposición de las raíces y otros componentes bióticos pueden incorporar materia orgánica al perfil del suelo. Este proceso es esencial para la infiltración del agua y, por lo tanto, para reducir los flujos rápidos de agua sobre la tierra durante los eventos de precipitación (Krishna y Mohan, 2017) manteniendo los flujos estacionales naturales y los flujos moderados, incluso después de tormentas de gran intensidad. Por el contrario, los flujos de un bosque con suelos muy erosionados son muy variables, con episodios de gran escorrentía seguidos de períodos de flujo limitado (Yoho, 1980). Algunos ecosistemas, como los bosques de turberas (véase el Capítulo 5), tienen horizontes orgánicos de muchos metros de profundidad. Como esta materia orgánica es muy porosa, los bosques de turberas pueden retener grandes volúmenes de agua (Miller, 1983).

GESTIÓN DE LOS BOSQUES PRINCIPALMENTE PARA EL AGUA

En Europa y en otros lugares, las primeras formas de gestión forestal eran probablemente subproductos de la selección preferente de especies para el cultivo de combustible, materiales de construcción y forraje (Dufraisie, 2008). Las especies arbóreas preferidas y las clases de tamaño de la madera fueron favorecidas para satisfacer las necesidades de la comunidad, modificando la composición arbórea del bosque y las especies dominantes. La gestión de los bosques se amplió en la época medieval para incluir la fauna silvestre (Jørgensen, 2004), como en los bosques reales ingleses, donde los gobernantes podían conceder acceso para la caza de especies cinegéticas (por ejemplo, conejo, zorro y ciervo). Existen ejemplos similares de gestión forestal temprana en muchas otras culturas. Aunque en algunas culturas el agua no se consideraba tradicionalmente un objetivo primordial de la gestión forestal, otras, como la china, la maya y la de los nativos americanos, reconocían la estrecha relación entre los bosques y el suministro de agua limpia y sostenible y gestionaban sus bosques en consecuencia (Neary, Ice y Jackson, 2009).

Los gestores forestales llevan a cabo una serie de prácticas para manipular los bosques con el fin de lograr los resultados deseados, como el aumento del crecimiento forestal, la conservación de la biodiversidad, la absorción de carbono y la reducción del riesgo de brotes de plagas o incendios forestales. Muchas de estas prácticas silvícolas también afectan a los servicios hidrológicos (véase la Figura 3.1) y, si están bien diseñadas y aplicadas, pueden contribuir a los objetivos de gestión del agua. (La gestión forestal en la que la optimización de la calidad y la cantidad del agua es el principal objetivo de gestión puede proporcionar beneficios adicionales de forma muy similar.)

Los impactos de las operaciones de recolección de madera en la calidad del agua pueden reducirse si se respetan los tres principios siguientes:

1. **Minimizar la compactación del suelo, que reduce la infiltración del agua.** Para ello, puede ser necesario reducir o eliminar el uso de maquinaria pesada; limitar las operaciones forestales a los períodos en los que el suelo es menos propenso a la compactación (por ejemplo, cuando está seco o congelado); evitar la recolección cuando es probable que se produzcan niveles inaceptables de compactación; y desarrollar redes de carreteras para equilibrar los efectos nocivos de estas en los suelos con los de las actividades fuera de la carretera de la maquinaria pesada.
2. **Minimizar la erosión del suelo provocada por los flujos de agua superficiales.** Esto puede requerir que se evite la tala de árboles y la extracción en laderas empinadas; que se reduzca el tamaño de la zona de explotación contigua, especialmente en las laderas más empinadas; y, quizás lo más importante, que se construyan y mantengan las carreteras aplicando las mejores prácticas de gestión

(por ejemplo, el uso de zanjas de base amplia, la construcción lejos de los cruces de arroyos y el uso de esteras de puente, conductos de drenaje y caminos en zigzag).

3. **Mantener zonas de amortiguamiento adecuadas y sin alteraciones entre las zonas de recolección y las aguas superficiales.** Es esencial mantener zonas de amortiguamiento relativamente inalteradas de árboles, arbustos y otras cubiertas naturales del suelo a lo largo de los arroyos y alrededor de los lagos, estanques y otras masas de agua, en parte para garantizar una cobertura continua de hojarasca en las superficies del suelo próximas al agua (lo que puede reducir la sedimentación del suelo y minimizar las fluctuaciones inusuales de la temperatura del agua) y para reducir la erosión. La recolección selectiva puede estar permitida en las zonas de amortiguamiento bajo ciertas condiciones (por ejemplo, si puede realizarse sin que la maquinaria pesada entre en la zona de amortiguamiento). En el caso de los arroyos pequeños, la anchura adecuada de la zona de amortiguamiento puede ser de entre 10 y 30 m (una regla general es que la anchura de la zona de amortiguamiento a cada lado debe ser al menos igual a la anchura del arroyo). Las necesidades especiales de los bosques ribereños se abordan más adelante en este capítulo.

Muchas prácticas silvícolas pueden ayudar a mantener o mejorar los valores del agua, aunque su aplicación puede variar debido a factores como el tipo de bosque, otros objetivos de gestión forestal, el estado del bosque, los recursos disponibles para la gestión, la época del año y el estado futuro deseado (Sun *et al.*, 2008; Filoso *et al.*, 2017). A continuación se examinan los impactos de algunas prácticas de gestión comúnmente utilizadas (la construcción y el mantenimiento de la infraestructura vial, la recolección y la regeneración) sobre los recursos hídricos forestales, junto con los medios clave para minimizar dichos impactos (FAO, 2008; Boggs, Sun y McNulty, 2015; Boggs *et al.*, 2015).



Una mujer descargando troncos de manglar que serán utilizados para la producción de carbón

Infraestructura vial. Las carreteras son esenciales para la gestión eficaz de los bosques y el agua, ya que permiten el acceso para la aplicación de las prácticas de gestión, pero también pueden tener un impacto negativo en los servicios hidrológicos. Por ejemplo, en el noroeste del Pacífico de los Estados Unidos de América, las redes de carreteras y zanjas reducen la erosión del suelo al desviar las precipitaciones fuera de los arroyos durante los episodios de lluvias intensas (Harr *et al.*, 1975; Jones y Grant, 1996). El agua que fluye por las carreteras y zanjas puede recoger contaminantes que luego entran en los arroyos, ríos y embalses sin el beneficio de la filtración del suelo. El agua que fluye a lo largo de las carreteras y las zanjas a menudo se mueve a gran



Una carretera forestal con un cruce de arroyo mal construido

velocidad, lo que permite el transporte de grandes partículas de sedimentos y aumenta el riesgo de erosión, flujos de escombros y pérdida de masa donde el agua de alta velocidad fluye sobre los suelos o a lo largo de los canales de los arroyos. Dado que las redes de carreteras alteran los caudales máximos y tienen el potencial de reducir la calidad del agua, es importante mantener las carreteras hidrológicamente desconectadas de las redes de arroyos mediante conductos de drenaje y otros sistemas de ingeniería (Harr *et al.*, 1975).

Las carreteras pueden tener un gran impacto espacial y temporal en la calidad y cantidad del agua proveniente de los bosques (véase la Figura 3.1). Las siguientes prácticas pueden ayudar a minimizar los impactos negativos:

- identificar, describir y cartografiar todos los arroyos, humedales y otros cursos de agua, así como las pendientes y los tipos de suelo, y tenerlos plenamente en cuenta en la planificación de las carreteras;
- planificar la construcción de carreteras, carreteras de transporte y rellanos previa a la tala para facilitar el acceso al bosque y a los árboles que se van a talar, minimizando así la alteración del suelo y protegiendo los arroyos;
- establecer una densidad máxima de zonas de transporte (por ejemplo, 20 km por bloque de 100 hectáreas) para orientar la planificación;
- garantizar la construcción y el mantenimiento adecuados de las carreteras, de acuerdo con unas normas medioambientales y de ingeniería sólidas;
- situar las carreteras en suelos estables a una distancia adecuada de los arroyos y evitar las zonas propensas a los desprendimientos;
- construir cruces de arroyos correctamente diseñados, como puentes y conductos de drenaje;
- en suelos muy vulnerables, igualar la presión sobre el suelo de los vehículos forestales pesados mediante la preparación de carreteras de transporte con ramales para reducir los daños provocados al suelo;
- equipar las carreteras que entran en las zonas de amortiguamiento de los arroyos

con cunetas y desagües transversales debidamente espaciados, con desagües desviados hacia la vegetación circundante al menos 50 m antes de los cruces de los arroyos, y con trampas de sedimentación colocadas en los desagües y las cunetas;

- realizar la construcción de carreteras durante la estación seca; y
- mantener adecuadamente todas las carreteras de la red.

Algunas evaluaciones de vulnerabilidad climática y esquemas de adaptación han sugerido el cierre e incluso la eliminación de carreteras debido a la preocupación por su impacto en los servicios ecosistémicos aguas abajo (Halofsky *et al.*, 2011). La restauración mediante el desmantelamiento de carreteras puede ser valiosa en las cuencas hidrográficas en las que el objetivo es limitar el impacto humano, pero, para muchos bosques, el mantenimiento del acceso es importante para apoyar la provisión de bienes y servicios del ecosistema. Por ejemplo, en los Estados Unidos de América, las tribus nativas americanas han hecho hincapié en la necesidad de acceder a los bosques por carretera para permitir las prácticas tradicionales (Long y Lake, 2018). En el sudeste asiático, algunos esquemas de evaluación de la vulnerabilidad climática y de adaptación reconocen la importancia de las carreteras para garantizar la capacidad de adaptación (Yusuf y Francisco, 2009) porque permiten a las comunidades locales llevar sus productos al mercado y recibir servicios durante las emergencias. Las carreteras también pueden ser esenciales para la gestión forestal en los ecosistemas dependientes del fuego al facilitar el acceso para los tratamientos de reducción de combustible, los incendios forestales gestionados y la supresión de los incendios forestales (Spies *et al.*, 2018).

Recolección. El aclareo y la recolección forestal o la tala forman parte de la gestión forestal productiva para obtener madera y leña de los bosques. La tala de árboles reduce temporalmente la superficie foliar de un bosque, reduciendo la evapotranspiración forestal (Yan *et al.*, 2012) y aumentando potencialmente el rendimiento hídrico del bosque (Goeking y Tarboton, 2020). Otros factores asociados a la tala, como el aumento del albedo y la reducción de la captación de agua de las nubes, también pueden afectar al rendimiento de los flujos (Goeking y Tarboton, 2020). Los suelos sin cobertura vegetal tienden a tener un albedo más alto (es decir, reflejan más la luz incidente) que los bosques con una cubierta de dosel intacta. A medida que el albedo disminuye, un bosque absorberá, por definición, más energía y, por lo tanto, utilizará más agua, lo que conducirá a una disminución del rendimiento hídrico del bosque si todos los demás factores permanecen constantes. Por otro lado, una reducción del dosel forestal puede provocar un aumento de la erosión y una disminución de la materia orgánica del suelo

FIGURA 3.1

Las perturbaciones naturales y de origen humano pueden afectar a la calidad y cantidad del agua a diferentes escalas espaciales debido a los cambios en la cubierta forestal



y, por tanto, una pérdida de calidad del agua, en parte porque una mayor cantidad de lluvia incidirá directamente en la superficie del suelo; hay que encontrar un equilibrio entre el volumen de la recolección de madera, el aumento del rendimiento hídrico, la calidad del agua y la disponibilidad en el tiempo de los flujos de agua.

La erosión del suelo suele ser el riesgo más grave para la calidad del agua asociado a la explotación forestal. La causa suele ser la tala en pendientes pronunciadas y los caminos y las carreteras de transporte mal planificados o contruidos. Las prácticas para minimizar la alteración del suelo debida a la tala sobre el terreno incluyen el arrastre de los troncos con cabrestante para reducir la alteración del suelo asociada al transporte por arrastre; el uso de sistemas de acopio que protejan los suelos suspendiendo los troncos por encima del suelo (por ejemplo, el uso de sistemas de *logfisher* y de cable, y la tala con helicóptero); evitar la tala en tierra en pendientes pronunciadas por encima de un determinado umbral (por ejemplo, 15°-40°) y evitar toda la tala en las pendientes más pronunciadas; diseñar las zonas de transporte por deslizamiento y apoyo para maximizar el deslizamiento cuesta arriba; y minimizar el derrape con un tiempo húmedo.

A continuación se exponen otras consideraciones operativas para minimizar las alteraciones del suelo durante las operaciones de recolección.

Tala uniforme de árboles. La tala uniforme de árboles (también llamada tala rasa⁸) aumenta el riesgo de pérdida de masa y de erosión del suelo y puede perjudicar la funcionalidad del suelo forestal por la compactación de la maquinaria pesada (Poff, 1996). Aunque la tala de árboles puede aumentar el rendimiento hídrico a corto plazo, sus impactos en los suelos forestales pueden causar una disminución de la calidad del agua a largo plazo (Borrelli *et al.*, 2017). Reconstruir una capa de suelo estable y funcional después de la tala puede llevar décadas.

Tala selectiva. Bien aplicada, la tala selectiva⁹ implica una menor eliminación de la vegetación y una menor perturbación del suelo que la tala rasa, lo que se traduce en una menor escorrentía superficial picos de caudal menores y menor erosión. Los impactos indeseables de la tala selectiva sobre los suelos y el agua pueden reducirse sustancialmente mediante la adopción de medidas de bajo impacto por parte de cuadrillas de taladores debidamente formadas, supervisadas y compensadas (Putz *et al.*, 2008). Sin embargo, es importante señalar que a menudo no hay incentivos para que los gestores y operadores forestales apliquen medidas para proteger o restaurar los valores del bosque-agua más allá de lo que exige la ley (a menos que, por ejemplo, el bosque esté certificado como bien gestionado y esto sea una parte importante de los esfuerzos de comercialización). En muchos países en desarrollo, es difícil garantizar el cumplimiento de las disposiciones de los permisos de explotación debido, por ejemplo, a la lejanía de los bosques, la insuficiencia de recursos, la capacidad de control y la debilidad de la gobernanza. La protección y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos forestales, incluidos los servicios hidrológicos, tendrán probablemente una menor prioridad en ausencia de incentivos para cubrir los costes de la aplicación de medidas adicionales. El reconocimiento del valor de los servicios ecosistémicos forestales y la incentivación de la gestión del agua de los bosques se analizan con más detalle en el Capítulo 4.

Aclareo forestal. El aclareo de densidad variable (VDT, por sus siglas en inglés) es una herramienta silvícola para la gestión de los bosques nativos de edad desigual, cuyo objetivo es aumentar la variabilidad ambiental (por ejemplo, la estructura y la función

⁸ La tala rasa es un sistema de recolección en el que se talan todos los árboles comercializables dentro de un área física determinada del terreno y no queda ninguna cubierta arbórea significativa (Dykstra y Heinrich, 1996)

⁹ Un sistema de recolección de selección ("recolección selectiva") es un sistema de tala en el que los árboles de cultivo se eliminan en un ciclo de entradas de tala que se producen con mayor frecuencia que la rotación. En estos sistemas, no se eliminan todos los árboles de cultivo durante una tala concreta; la selección de los que se van a cosechar y los que se van a conservar puede basarse en el diámetro a la altura del pecho (DAP). Por ejemplo, solo se eliminan los árboles de cultivo de más de 60 cm de DAP, o según otros criterios (Dykstra y Heinrich, 1996).

del bosque) en un paisaje, manteniendo al mismo tiempo la resiliencia de las especies arbóreas nativas y reduciendo los impactos negativos en el rendimiento del agua del bosque (Sun, Caldwell y McNulty, 2015). Por lo general, el VDT se centra en masas forestales homogéneas relativamente jóvenes y elimina los individuos más pequeños de las especies arbóreas más abundantes (“aclareo desde abajo”), con lo que se mantienen los árboles más grandes y se mejora la diversidad relativa de especies, al tiempo que se reduce la competencia por los recursos de luz y agua y se aumenta el espacio de crecimiento para los árboles residuales.

Quema controlada. La quema controlada puede utilizarse como herramienta silvícola para reducir el sotobosque e influir en la distribución de las especies arbóreas (Ditomaso *et al.*, 2006). A corto plazo, la muerte de ciertas plantas en el suelo del bosque mediante incendios de baja intensidad reduce la superficie foliar y la evapotranspiración y aumenta el albedo del suelo del bosque, con los consiguientes cambios en la hidrología (Hallema *et al.*, 2018). Hay que tener cuidado al aplicar las quemas controladas para garantizar que los incendios sigan siendo de baja intensidad y manejables. La escalada de una quema controlada en un incendio forestal puede causar importantes reducciones en la calidad del agua; en situaciones extremas, la recuperación de la calidad del agua puede tardar muchos años (Hallema *et al.*, 2018).

Selección de especies. No todas las especies de árboles utilizan el mismo volumen de agua por unidad de superficie foliar. Algunas, como muchas especies de *Eucalyptus*, tienen una gran demanda de agua para soportar un rápido crecimiento, y otras especies son más contenidas en su consumo hídrico (Aranda *et al.*, 2012). Además, algunas especies están mejor adaptadas a las condiciones de sequía que otras (Eilmann y Rigling, 2012). Estos factores deben tenerse en cuenta a la hora de plantar o recolectar árboles para combustible o madera. Una especie de rápido crecimiento como el pino (*Pinus taeda*) puede producir un gran volumen de madera rápidamente, pero a costa de un elevado uso del agua y la consiguiente reducción del rendimiento hídrico de los arroyos (Sun y Vose, 2016). Si la gestión del agua es el objetivo principal de un bosque, puede ser necesario un equilibrio entre los árboles de crecimiento más lento y con un consumo mínimo de agua y los árboles de crecimiento más rápido y con un mayor consumo de agua. Las especies arbóreas autóctonas adaptadas al lugar suelen ser las más adecuadas para la reforestación con el fin de mejorar la gestión del agua, debido a su elevada EUA en las condiciones locales y a su resiliencia a las presiones medioambientales locales, aunque esto puede ser a costa de una menor producción de biomasa que la que podría conseguirse utilizando especies no autóctonas de rápido crecimiento. La regeneración de bosques mediante el uso de varias especies mixtas de árboles con diferentes características morfológicas de enraizamiento es una opción con varias ventajas. Algunas especies (por ejemplo, *Pinus* spp.) tienen raíces pivotantes únicas que pueden penetrar profundamente en los perfiles del suelo para encontrar agua que podría ser inalcanzable para las especies con raíces más superficiales y extendidas (por ejemplo, *Quercus* spp.; Vose *et al.*, 2016).

Además, los rodales mixtos pueden ser más eficientes a la hora de maximizar la captación de la radiación solar, es probable que mantengan una mayor diversidad de especies vegetales y animales, y corren un menor riesgo de sufrir graves brotes de plagas. Por lo tanto, los bosques de especies mixtas suelen proporcionar una gama más amplia de servicios ecosistémicos que las plantaciones de monocultivo.

La plantación de árboles puede ser una importante herramienta silvícola para aumentar la diversidad de especies nativas de árboles y arbustos del sotobosque deseados (como los que producen bayas o proporcionan hábitat para especies animales clave) en bosques nativos de edad desigual (Richards *et al.*, 2012). La plantación puede dirigirse a los rodales recientemente sometidos a VDT y a las zonas que se recuperan de perturbaciones como incendios o tormentas. Las prescripciones deben variar según las circunstancias locales (y la variabilidad puede mejorar la resiliencia) (Reynolds *et al.*, 2013).

Gestión del suministro de agua limpia

Se calcula que el 80% de los recursos de agua dulce de los Estados Unidos de América tienen su origen en los bosques, y gran parte del agua limpia de la nación procede del sistema de bosques nacionales de 78 millones de hectáreas (Levin *et al.*, 2002). En todo el país, 3 400 pueblos y ciudades dependen de las captaciones de los bosques nacionales para su abastecimiento de agua pública, y otros 3 000 lugares administrativos, como *campings*, áreas de pícnic y lugares históricos, dependen de las mismas fuentes o de fuentes similares (Ryan y Glasser, 2000). Aproximadamente el 70% de la superficie forestal de los Estados Unidos de América se encuentra fuera del sistema forestal nacional, y más del 50% de la población depende de las tierras forestales para producir un suministro adecuado de agua de buena calidad (Servicio Forestal del USDA, 2014).

El porcentaje de ciudades que utilizan agua procedente de cuencas forestales es incluso mayor en Canadá, que cuenta con una amplia superficie forestal, que en los Estados Unidos de América (Bakker, 2007). La ciudad de Toronto extrae el agua del lago Ontario, uno de los Grandes Lagos, cuyas cuencas son, en su mayoría, forestales. El suministro de agua de Montreal proviene de dos lagos y dos ríos; el uso del suelo alrededor de estos lagos y el curso inferior de los ríos son una mezcla de agricultura y asentamientos urbanos, pero la cabecera es boscosa. El suministro de agua de alta calidad de Vancouver procede de tres cuencas forestales al norte de la ciudad.

Alemania ha establecido distritos de conservación del agua (*Wasserschutzgebieten*) para la protección de los suministros municipales de agua (Napier, 2000), la mayoría de los cuales son forestales. El uso del suelo está estrictamente regulado y hay tres niveles de protección del agua, desde la cabecera del pozo (nivel 1) hasta toda la cuenca (nivel 3).

La gran masa terrestre de Australia alberga menos del 1% de los recursos de agua dulce del mundo (Pigram, 2006). Las grandes ciudades de Brisbane, Canberra, Hobart, Melbourne, Perth y Sydney dependen del agua que fluye de cuencas que en su mayoría son forestales. El suministro sostenible de agua de buena calidad es una de las principales limitaciones para el crecimiento económico y demográfico del país.

El abastecimiento municipal de agua se obtiene a menudo de cuencas hidrográficas boscosas porque los árboles tienden a crecer en paisajes relativamente húmedos y ayudan a garantizar un agua fiable y limpia, ya sea como escorrentía en la superficie del terreno a través de arroyos y ríos o como infiltración profunda a través de la geología cárstica hasta el almacenamiento subterráneo (Richards *et al.*, 2012). En la mayoría de los lugares, las precipitaciones, la principal fuente de agua de una cuenca, son muy estacionales (Robinson *et al.*, 2013) y requieren algún tipo de instalación de almacenamiento de agua para garantizar un suministro hídrico fiable durante todo el año. Los ríos pueden embalsarse para crear depósitos de agua, permitir la generación de recursos hidroeléctricos y reducir las inundaciones aguas abajo, pero esto puede tener efectos negativos en las poblaciones de peces autóctonos, los caudales aguas abajo y la ecología general de los sistemas fluviales. Las precipitaciones que caen en forma de nieve pueden cumplir una importante función de almacenamiento de agua (Forman, Reichle y Rodell, 2012), ya que la nieve acumulada en invierno puede tardar meses, a menudo hasta bien entrado el verano, en derretirse por completo y fluir ladera abajo hacia cursos de agua y manantiales.

La calidad del agua producida por una cuenca es generalmente una función del uso de la tierra en esa cuenca (Fiquepron, García y Stenger, 2013). Una cuenca hidrográfica boscosa puede producir un suministro de agua limpio y abundante mientras que una cuenca hidrográfica cuyos árboles han sido talados o ha sido “desarrollada” de otro modo, en cambio, puede producir agua que requiera tratamiento para hacerla potable. Las instalaciones de tratamiento de agua a escala industrial suelen ser caras, lo que motiva a los gestores del agua a reducir las extracciones forestales y a mejorar la gestión de los bosques y de la tierra en las cuencas de origen del agua limpia (Calder, 2007),

lo que podría requerir la consolidación de la propiedad municipal de la tierra y la limitación del acceso público.

La gestión forestal en las cuencas hidrográficas que son fuentes de abastecimiento de agua municipal debe centrarse en mantener una cubierta continua de bosque natural como parte de un ciclo del agua saludable (Richards *et al.*, 2012). Los bosques naturales están adaptados a las condiciones ambientales locales y proporcionan la estructura y función principal de la fase terrestre del ciclo del agua. El agua desempeña un papel importante en la productividad primaria neta de los bosques (por ejemplo, la acumulación de biomasa), y la caída de las hojas (hojarasca) de los árboles ayuda a construir y mantener suelos forestales sanos que retienen, filtran y percolan las precipitaciones mediante el drenaje generado por la gravedad y los flujos subsuperficiales. Los bosques naturales también contienen una biodiversidad adaptada a los ecosistemas que es más probable que sea resistente a las perturbaciones naturales (Thompson *et al.*, 2009; Welch, 2008).

La silvicultura de cobertura continua debe garantizar la minimización de los impactos negativos de la gestión sobre la calidad del agua; puede incluir la conservación de los bosques primarios (es decir, los antiguos), la adopción de zonas de amortiguamiento sin explotación a lo largo de los arroyos y ríos, y la restauración de las zonas degradadas. Por lo general, la mayor amenaza para la calidad del agua en las cuencas hidrográficas totalmente boscosas es la erosión y la debilitación masiva por parte de las carreteras forestales en terrenos escarpados (Neary, Ice y Jackson, 2009). Minimizar el desarrollo de las carreteras y dismantelar las de alto riesgo o innecesarias puede reducir esta amenaza (véase la página 36).

La gestión forestal uniforme y las recolecciones de madera a cielo abierto tienen un impacto negativo en la cantidad, la calidad y la disponibilidad de los flujos hídricos (Segura *et al.*, 2020). La tala de árboles también es incompatible con el mantenimiento de una cubierta forestal continua y aumenta el riesgo de eventos de pérdida de masa al eliminar la estructura física primaria (es decir, las raíces de los árboles) que sostiene los suelos en las laderas (Barik *et al.*, 2017). La gestión de edad desigual, el VDT y la recolección selectiva pueden implementarse para restaurar las áreas forestales degradadas (Puettmann *et al.*, 2016) mientras se generan ingresos a través de la venta de madera. El VDT en rodales densos que presentan un crecimiento estancado y una mortalidad dependiente de la densidad, típica de la fase de exclusión del tronco de la sucesión forestal¹⁰, se lleva a cabo mediante el aclareo desde abajo (es decir, cortando los árboles más pequeños), recolectando solo las especies más abundantes para mejorar la abundancia relativa de las especies arbóreas más raras, y manteniendo los árboles individuales más grandes. El VDT tendrá unos beneficios ecológicos limitados en los rodales más antiguos que estén saliendo de forma natural de la fase de exclusión del tronco (es decir, que muestren una diferenciación del dosel entre los árboles dominantes y codominantes). Los rodales más jóvenes sometidos a VDT cuando todavía están en la etapa de iniciación del rodal pueden requerir un aclareo posterior cuando el dosel se cierra o, de lo contrario, podría provocar un estancamiento del crecimiento. La madera generada por el aclareo en esta fase temprana tiene un valor comercial limitado debido a su pequeño diámetro.

Normalmente, un VDT no debería eliminar más del 30-35% del área basal de un rodal, aunque podrían crearse pequeñas parcelas despejadas (0,25 ha) para estimular la regeneración de especies intolerantes a la sombra (Knapp *et al.*, 2012). La pendiente determinará los métodos de extracción de troncos (por ejemplo, por tierra, por cable o con ayuda de animales) durante la recolección, pero se debe prestar atención a los posibles impactos de la extracción de troncos en el suelo para evitar la compactación

¹⁰ La etapa de exclusión de tallos en la sucesión forestal es la etapa en la que la luz solar y los recursos del suelo se vuelven limitantes y se excluyen las plantas adicionales.

excesiva y el potencial de erosión. Los tratamientos deberían desarrollarse para aumentar la variabilidad estructural en un paisaje en términos de densidad de árboles, tamaño de los mismos (por ejemplo, altura, diámetro y estructura de la copa) y diversidad de especies (Wederspahn, 2012). Una mayor variabilidad se traduce en una mayor resiliencia (Koontz *et al.*, 2020). El aclareo puede ir seguido de una plantación adicional para aumentar el número de especies de árboles y arbustos menos abundantes. La plantación de restauración también puede llevarse a cabo en cuencas hidrográficas degradadas que carecen de una cobertura arbórea adecuada o de una diversidad de especies arbóreas.

Las operaciones de aclareo deben situarse en paisajes que minimicen el impacto en el suministro de agua (por ejemplo, lejos de los arroyos). También pueden desplegarse para beneficiar la conectividad del hábitat de especies raras, realizar tampones en zonas sensibles (por ejemplo, bosques antiguos, afloramientos rocosos y humedales), mitigar la propagación de enfermedades y reducir la gravedad de los incendios forestales.

La gestión forestal para el suministro de agua municipal puede ayudar a aumentar la resiliencia del ecosistema. Las amenazas del cambio climático para los bosques incluyen alteraciones de los patrones históricos de precipitación (por ejemplo, aumento de los períodos de sequía), un mayor riesgo de incendios forestales, el aumento de la propagación de especies no nativas y el aumento de las infestaciones de insectos y enfermedades. La biodiversidad de los bosques autóctonos gestionados de forma sostenible confiere una capacidad de amortiguación frente a las perturbaciones y los cambios de los parámetros climáticos. Las prácticas de aclareo pueden ayudar a mantener el vigor de los árboles residuales al darles más espacio para captar la luz solar, la humedad y los nutrientes; esto puede ser especialmente importante bajo regímenes de humedad cambiados (Willis, Roberts y Harrington, 2018). La eliminación o el acolchado de la tala creada por el aclareo y la recolección selectiva reducirá la disponibilidad de materiales inflamables, mitigando así los incendios forestales.

Garantizar fuentes múltiples y ampliables de agua limpia (por ejemplo, más de una cuenca hidrográfica, acuíferos y desalinización) proporciona redundancia y aumenta la seguridad hídrica frente a la creciente variabilidad del clima y las demandas de las poblaciones humanas en aumento (Simpson, Shearing y Dupont, 2020). Los programas de conservación del agua dirigidos a los consumidores pueden ayudar a reducir el despilfarro en el uso del agua, lo que puede ser vital, especialmente en épocas de alta demanda y baja oferta, aunque estos programas pueden reducir los ingresos basados en el uso del agua (Spang *et al.*, 2015). El Recuadro 3.3 describe el establecimiento y la gestión de una cuenca hidrográfica forestal dedicada al abastecimiento de agua de Seattle, en los Estados Unidos de América. En el Recuadro 3.4 se presenta un estudio sobre la relación entre la cubierta forestal y el coste del tratamiento del agua en Mumbai (India).

RECUADRO 3.3

La cuenca hidrográfica municipal de la ciudad de Seattle

La cuenca municipal del río Cedar (CRMW, por sus siglas en inglés) suministra aproximadamente dos tercios del agua limpia a la ciudad de Seattle, en el noroeste del Pacífico de los Estados Unidos de América, y a sus 1,5 millones de habitantes. La cuenca abarca 36 680 ha en la vertiente occidental de las montañas Cascade, con una altitud que oscila entre los 165 y 1 650 m sobre el nivel del mar. El clima marítimo recibe anualmente entre 1 450 y 3 550 mm de precipitaciones, y las nieves invernales tienen una importante función de almacenamiento de agua en el ciclo anual de suministro de agua.

Los bosques cubren el 95% de la CRMW, y se dan en tres zonas distintas basadas en la elevación y la vegetación natural potencial (Franklin y Dyrness, 1973). En las tres zonas predominan las coníferas y las pocas especies caducifolias presentes son poco abundantes. La diversidad de plantas nativas es relativamente baja, pero la producción primaria neta es relativamente alta.



La cuenca municipal del río Cedar vista desde Rattlesnake Ledge, Washington, Estados Unidos de América

La cuenca del río Cedar se identificó como una fuente potencial de agua tras un incendio en 1889 que destruyó las 26 hectáreas del distrito comercial de Seattle. En 1901, el agua se desvió por primera vez desde el río Cedar a una tubería en la presa de Landsburg para recorrer los 46 km que la separan de la ciudad. La calidad del agua era una preocupación para la ciudad de Seattle, por lo que se inició un largo proceso de adquisición de todos los terrenos de la cuenca por encima del desvío; el proceso se completó finalmente en 1996.

La gestión de la CRMW se rige principalmente por dos leyes federales. Una de ellas es la Ley de agua limpia segura (1974), administrada a nivel federal por la Agencia de Protección del Medioambiente y a nivel local por el Departamento de Salud del Estado de Washington. Esta ley establece normas de calidad del agua y motiva a la ciudad a mantener la CRMW cerrada al acceso público no supervisado para mantener una alta calidad del agua y evitar así la necesidad de construir una costosa instalación de tratamiento del agua. A pesar de una larga historia de asentamientos en la CRMW, ahora nadie vive allí y las actividades recreativas están prohibidas.

La otra ley que impulsa la gestión de la CRMW es la Ley de especies en peligro

(1973), administrada a nivel federal por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre y la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés). La NOAA incluyó la población local de salmón chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) como amenazada y próxima a la extinción en 1999, y se consideró que la extracción de agua limpia del río Cedar entraba en conflicto con la protección de esta especie de peces anádromos.

En el año 2000 se elaboró un esquema de conservación de hábitat (HCP, por sus siglas en inglés), tal y como exige la Ley de especies en peligro (Ciudad de Seattle, 2000), con el fin de ofrecer seguridad en la gestión del agua y garantizar la supervivencia de la especie a largo plazo. El HCP también se refería a otras 82 especies de peces y fauna silvestre que pueden habitar en la CRMW y vinieron con la financiación de la restauración del hábitat garantizada por la ciudad durante 50 años.

El HCP puso fin oficialmente a la extracción comercial de madera y declaró la CRMW como reserva ecológica, incluyendo 5 660 ha de bosque de antiguo crecimiento. La mayoría de los programas de restauración financiados por el HCP se centran en los daños causados por más de un siglo de tala para obtener madera en las otras 23 590 hectáreas de bosque en la CRMW, incluyendo el desmantelamiento de los caminos forestales excedentes y la restauración de los hábitats de los cursos de agua y los bosques. La restauración de los cursos de agua incluye la eliminación de los desvíos artificiales y la mejora del hábitat de desove de los peces mediante la colocación de maderas de gran tamaño. La restauración forestal incluye el aclareo de bosques jóvenes para promover el vigor de los árboles y la plantación de plántulas en zonas degradadas para mejorar la diversidad de especies autóctonas. Estos programas también benefician directamente a la calidad y cantidad del agua.

Recientemente, el lenguaje de gestión de la restauración del hábitat se ha transformado en el lenguaje de la adaptación y la resiliencia a un clima cambiante. Los incendios forestales, las plagas, las enfermedades y las especies invasoras son preocupaciones cotidianas de gestión. Afortunadamente, las herramientas para la restauración del hábitat son similares a las utilizadas para aumentar la resiliencia del paisaje.

RECUADRO 3.4

Los costes de la deforestación en el suministro de agua potable de Bombay

Bombay, una de las ciudades más pobladas del mundo, depende para su abastecimiento de agua enteramente de embalses alimentados por fuentes situadas lejos de la ciudad y que, a su vez, dependen de cuencas hidrográficas boscosas que se enfrentan a la amenaza de la deforestación y la degradación debidas principalmente al pastoreo, la tala de árboles y el desarrollo.

Utilizando la turbidez como medida de la calidad del agua bruta, Singh y Mishra (2014) investigaron la relación entre la cubierta forestal y el coste del tratamiento del agua. Descubrieron que cada 1% de disminución de la cubierta forestal aumentaba la turbidez del agua en un 8,4% y el coste del tratamiento del agua potable en casi un 1,6%. Además, las pérdidas hídricas debidas al agua que vuelve contracorriente y a las aguas residuales aumentaron un 0,6% por cada 1% de pérdida de cobertura forestal. El impacto total de la deforestación anual en el suministro de agua potable, calculado como la suma de los mayores costes de tratamiento y las pérdidas de agua, se estimó en unos 1,3 dólares por m³ de agua tratada por ha y año.

Control de amenazas relacionadas con el agua

Los bosques pueden considerarse soluciones basadas en la naturaleza para una serie de problemas medioambientales debido a su capacidad para reducir la erosión de los suelos, las riberas de los ríos y las costas y para mitigar los riesgos naturales, como las inundaciones, la pérdida de masa, los deslizamientos de tierra, los desprendimientos de rocas, las avalanchas y las mareas de tempestad. Cuando se gestionan para mitigar el riesgo de estos peligros, se les suele llamar bosques protectivos o bosques de protección. Los bosques de protección están situados en su mayoría en zonas de montaña y a lo largo de las costas en suelos propensos a la erosión, pero las zonas de amortiguamiento ribereñas y muchos árboles y bosques urbanos y periurbanos también cumplen funciones de protección (véase el Recuadro 3.5). Los bosques protectores se encuentran a menudo en entornos muy dinámicos y deben gestionarse para garantizar que puedan seguir cumpliendo sus funciones de protección a medida que cambian las condiciones.

La planificación, el diseño y la gestión adecuados de los bosques y los árboles en las zonas urbanas y periurbanas pueden ser decisivos, no solo para aumentar la disponibilidad y la calidad del suministro de agua a las ciudades, sino también para prevenir y mitigar los desastres relacionados con el agua. En las zonas urbanas, la optimización de la cobertura arbórea puede aumentar sustancialmente la superficie permeable, mejora el ciclo general del agua y facilitan la infiltración del agua en el suelo, reduciendo así la escorrentía y la gravedad de las inundaciones. La gestión forestal debe tener como objetivo mejorar las condiciones de crecimiento de los árboles urbanos para minimizar el estrés derivado de las presiones ambientales impuestas por los entornos urbanos. El papel de los árboles y bosques urbanos en la reducción de los flujos de

RECUADRO 3.5

Silvicultura urbana y periurbana

Se prevé que entre 1700 y 2400 millones de la población urbana mundial se enfrentará a la escasez de agua en 2050 (He *et al.*, 2021), y la seguridad de muchas comunidades urbanas está en peligro debido a unas inundaciones y sequías cada vez más frecuentes. Al proteger las cuencas hidrográficas, filtrar el agua y aumentar la permeabilidad del suelo, los bosques urbanos y periurbanos pueden hacer contribuciones sustanciales al suministro de agua urbana sostenible (Nagabhatla, Dudley y Springgay, 2018). Los bosques periurbanos y otros sistemas arbóreos bien gestionados y sanos pueden proteger las cuencas hidrográficas, mitigan los extremos climáticos, apoyan los procesos de los ecosistemas naturales, interceptan los contaminantes atmosféricos, reducen los sedimentos y filtran el agua de lluvia, garantizando así el suministro de agua de alta calidad a las ciudades para usos residenciales, industriales y agrícolas.

aguas pluviales también puede disminuir el riesgo de desbordamientos peligrosos del alcantarillado. Las investigaciones demuestran que las intervenciones verdes pueden contribuir sustancialmente a la gestión del agua urbana a un coste inferior o competitivo con los proyectos de infraestructura gris (por ejemplo, Copeland, 2014; McGarity *et al.*, 2015). Los drenajes forestales sostenibles, los pavimentos permeables, los techos verdes, las calles verdes (un enfoque de gestión de las aguas pluviales que incorpora vegetación como plantas perennes, arbustos o árboles), suelo y sistemas de ingeniería (por ejemplo, pavimentos permeables) para frenar, filtrar y limpiar la escorrentía de las aguas pluviales de las superficies impermeables (por ejemplo, calles, aceras), los humedales arbolados, los jardines de lluvia, la biorretención, la bioinfiltración, las franjas filtrantes forestales y los pozos lineales de aguas pluviales



a) *Estudiantes trabajando en un pequeño jardín diseñado para absorber el agua de lluvia en el barrio de Soundview, en el Bronx, Nueva York (julio de 2016).*

b) *Calle verde*

son ejemplos de soluciones basadas en los bosques que pueden mitigar los impactos de la escorrentía de las aguas pluviales en las ciudades. Algunas ciudades tropicales costeras utilizan los manglares tanto como escudos protectores contra los efectos de las amenazas costeras que afectan a las personas y las infraestructuras (FAO, 2007), como para tratar las aguas residuales y eliminar los contaminantes químicos, mitigando así la contaminación costera. Un concepto emergente es el de las “ciudades esponja”, que implica la planificación y el diseño de las ciudades para maximizar su capacidad de absorción del agua de lluvia, que luego es filtrada por el suelo y permite llegar a los acuíferos urbanos para su posterior extracción, tratamiento y reutilización como parte del suministro de agua de la ciudad.

Como los bosques protectores suelen crecer en suelos pobres, tienden a ser relativamente susceptibles de sufrir el impacto a gran escala de perturbaciones como los incendios forestales, las tormentas de viento, las inundaciones y las plagas de insectos. El cambio climático es también una amenaza creciente para las funciones protectoras de los bosques, dado el impacto potencial del aumento de la temperatura, las variaciones en las precipitaciones, las tormentas más intensas y la sequía. Muchos bosques protectores se encuentran en entornos vulnerables: en las zonas de montaña, por ejemplo, las zonas ecológicas están cambiando con los cambios en los regímenes de temperatura y precipitación; en las zonas costeras, el aumento del nivel del mar y los cambios en la salinidad se perfilan como las principales amenazas para los bosques protectores.

Los bosques protectores de las zonas de montaña suelen tener una edad uniforme porque, generalmente, se establecen después de eventos de perturbación, y tienen una diversidad limitada de especies arbóreas. A medida que estos rodales envejecen, se vuelven más susceptibles a las plagas, enfermedades, incendios forestales y otras amenazas, lo que puede disminuir su función protectora. La conversión del uso de la tierra suele ser menos problemática debido a la imposibilidad de urbanizar terrenos en pendientes pronunciadas, pero por otro lado, esas zonas son susceptibles a sufrir la presión del pastoreo de animales tanto domésticos como salvajes, lo que puede dar lugar a malos resultados de regeneración.



Alcorque lineal de aguas pluviales

Los regímenes ecológicos están cambiando a causa del cambio climático, y la altitud a la que se encuentra el límite fisiológico de los bosques está incrementando, lo que es un fenómeno generalizado

RECUADRO 3.6 Gestión forestal basada en el riesgo

En Francia, la planificación de la gestión forestal se basa en el índice de control de riesgos (Índice de Maîtrise d'Aléa [IMA]), que cuantifica el papel protector de los bosques desde 0 (la vegetación no tiene ningún efecto en la reducción del peligro) hasta 6 (máxima eficacia). El índice se elaboró en el marco de un programa nacional de renovación de los puestos de protección iniciado en 2005.

La Oficina Nacional de Bosques estima el riesgo basándose en una tabla de clasificación en la que los indicadores (porcentaje de cobertura vegetal en verano/invierno, así como la densidad y el diámetro) reflejan los peligros considerados (por ejemplo, desprendimiento de rocas, avalancha, erosión superficial, inundación torrencial y corrimiento de tierras). Aunque no se aplica exclusivamente en las zonas de montaña, el índice es especialmente útil en dichas zonas, donde los bosques tienen importantes funciones de protección.

Tras aplicar el IMA y cartografiar las zonas de peligro en 555 600 ha de bosques de propiedad estatal, se descubrió que la mayoría de los bosques protectores tenían más de 100 años y requerían un esfuerzo considerable para mantener sus funciones protectoras. El 7% de los bosques definidos como de alto potencial de protección fueron priorizados para su restauración en la primera fase, que se completó en 2011. Se ha iniciado una segunda fase para la renovación de los bosques protectores según la clasificación IMA, con un coste de entre 3 y 4 millones de euros al año (Dubois, Marco y Evans, 2017).

(Greenwood y Jump, 2014), incluso en zonas propensas a avalanchas, desprendimientos de rocas, inundaciones y deslizamientos de tierra. Los bosques reducen el riesgo de avalanchas y desprendimientos de rocas porque las copas de los árboles, los troncos y las estructuras de las raíces amortiguan la energía cinética de la nieve y las rocas que caen, reduciendo así su velocidad de descenso. Además, los suelos cubiertos por árboles o arbustos suelen tener una mayor capacidad de retención de agua que el resto de la vegetación, con el efecto de reducir la escorrentía superficial y la erosión y aumentar la infiltración y la permeabilidad del suelo. Los suelos de montaña con bosques suelen ser más profundos que otros tipos de vegetación, con un alto contenido orgánico y capacidad de almacenamiento de agua. Según el tipo, la intensidad y la frecuencia de las precipitaciones, los bosques suelen reducir las inundaciones locales y los torrentes en las zonas altas. Por lo tanto, las descargas máximas en las zonas de captación boscosas son generalmente más bajas y poseen un desfase temporal en comparación con las cuencas no forestadas, lo que supone una reducción del potencial de inundación aguas abajo.

La capacidad de un bosque para reducir los deslizamientos de tierra depende de factores como la pendiente, la profundidad y el tipo de suelo, así como el tipo, la frecuencia y la intensidad de las precipitaciones (Segura, Ray y Maroto, 2014). Se ha demostrado que los bosques mitigan los efectos de los deslizamientos poco profundos (2 m de profundidad). Por otro lado, la madera a la deriva procedente de la erosión lateral, las avalanchas, los deslizamientos de tierra, las caídas por el viento y las inundaciones pueden aumentar el riesgo de flujos de detritos al formar acumulaciones de troncos.

La gestión forestal específica para cada lugar, diseñada para mantener la cubierta forestal permanente, incluyendo los esfuerzos para fomentar la regeneración, la diversidad de especies y los rodales de edad desigual, puede aumentar las funciones de protección de los bosques. Dicha gestión puede incluir la planificación basada en el riesgo (véase el Recuadro 3.6), la exclusión o minimización del pastoreo, el aclareo, la gestión de los restos leñosos gruesos y la regeneración y restauración mediante el sistema de tala uniforme. La gestión debe tener como objetivo optimizar la diversidad

de especies de las masas forestales, teniendo en cuenta las condiciones climáticas futuras probables y los cambios asociados en las zonas ecológicas. En última instancia, es probable que las masas de especies mixtas de edad desigual sean más resistentes a las perturbaciones naturales y humanas y, por tanto, más capaces de cumplir sus funciones de protección.

Los deltas y otras zonas costeras están en constante flujo entre la erosión y la deposición. Una de las principales funciones de los ríos y cursos de agua es transportar sedimentos que ayudan a conformar los hábitats acuáticos aguas abajo, incluidas las llanuras de inundación, los deltas, las marismas, los manglares y otros ecosistemas costeros. La cantidad y la velocidad del flujo de sedimentos río abajo pueden ser reguladas, al menos parcialmente, por los bosques río arriba, que pueden frenar el movimiento del agua y atrapar los sedimentos. Sin embargo, cuando el aporte de sedimentos aguas abajo es excesivo o escaso, el litoral se acrecienta o se erosiona.

Las especies autóctonas de manglares están adaptadas a determinados niveles de salinidad, regulados por la acreción, la erosión y los flujos de agua dulce entrantes. Por lo tanto, los cambios en la cantidad de agua dulce y los tiempos de sus flujos pueden tener un impacto negativo en los manglares. Los cambios en los manglares pueden provocar cambios drásticos en la biología acuática. Muchos peces juveniles, por ejemplo, utilizan los manglares para alimentarse y criarse; las pesquerías costeras de camarones suelen estar muy asociadas a la extensión y calidad de los manglares, así como a los flujos de agua dulce. Los deltas y las desembocaduras de los ríos son partes cruciales del ciclo vital de especies anádromas como la hilsa (y otros sábalos).

Agroforestería

La agroforestería es una opción valiosa para lograr el uso sostenible del agua en las tierras agrícolas. Al aumentar la cubierta vegetal y la materia orgánica del suelo en comparación con los monocultivos alimentarios, los sistemas agroforestales bien diseñados pueden reducir la escorrentía y la evaporación del suelo y aumentar las tasas de infiltración del agua y la capacidad de retención del suelo (Bayala y Wallace, 2015; Anderson *et al.*, 2009). Esto, a su vez, aumenta la biomasa de los árboles y los cultivos producidos por unidad de agua utilizada, lo que mejora la productividad global del agua, sobre todo en las zonas donde esta escasea (Ong, Black y Muthuri, 2006).

Al dar sombra a los cultivos con sus copas y protegerlos de los vientos, los árboles de las granjas pueden reducir la evapotranspiración del suelo y ayudar a mantener la humedad del mismo, con los consiguientes beneficios para la productividad de los cultivos. Los árboles plantados a lo largo de las curvas de nivel pueden ayudar a reducir la escorrentía y estabilizar los suelos. Los sistemas de cultivo en callejones, los huertos caseros y las combinaciones de plantaciones y cultivos tienen tasas de infiltración y capacidad de retención de agua más elevadas que los monocultivos, debido a su producción de hojarasca y al uso de podas de ramas como mantillo para aumentar la materia orgánica del suelo y, por consiguiente, la retención de agua. Quesungual y Kuxur Rum, en Honduras y Guatemala, respectivamente, son sistemas agroforestales desarrollados como alternativas a la agricultura de tala y quema para aumentar la productividad en las zonas montañosas del Corredor Seco de Centroamérica. En ambos sistemas, las parcelas se limpian de vegetación manualmente y los recortes se trituran y se distribuyen en la superficie del suelo como mantillo. Al retener los sistemas de raíces de los árboles, cubrir permanentemente los suelos y aumentar la materia orgánica del suelo, estos sistemas permiten la infiltración, la retención y la conservación de grandes volúmenes de agua durante largos períodos, al tiempo que reducen la escorrentía superficial y la erosión del suelo.

La agroforestería es una estrategia probada para mitigar las pérdidas de calidad del agua derivadas de la agricultura intensiva. Las zonas de amortiguamiento ribereñas en los límites de los campos agrícolas interceptan y eliminan los contaminantes de la

escorrentía superficial y de las aguas subterráneas poco profundas que, de otro modo, podrían llegar a las masas de agua (Bayala y Prieto, 2020). Los sistemas agroforestales en las zonas de amortiguamiento de las tierras altas también pueden ayudar a reducir la erosión del suelo y las pérdidas de nutrientes en las cuencas de pastoreo, protegiendo así la calidad del agua. Un estudio realizado en una zona sometida a un proyecto de reverdecimiento de cuencas hidrográficas desde la década de 1970 en el sur de Sulawesi (Indonesia) reveló que las intervenciones agroforestales del proyecto permitieron que la cuenca se mantuviera ecológicamente sana durante al menos las dos décadas siguientes (McNie *et al.*, 2008).

La posible competencia por el agua debe tenerse en cuenta a la hora de diseñar y establecer sistemas agroforestales. Dos estrategias para minimizar la disminución de los rendimientos de los cultivos son la selección de especies arbóreas que sean complementarias en su uso del agua con los cultivos de la misma tierra y el despliegue de intervenciones de gestión de árboles adecuadas para minimizar la competencia entre los árboles y los cultivos agrícolas (Cannell, Van Noordwijk y Ong, 1996; Ong, Black y Muthuri, 2006). La complementariedad puede ser espacial (por ejemplo, cuando los árboles aprovechan los nutrientes y el agua que son inaccesibles o no son requeridos por el cultivo) o temporal (con la principal demanda de agua que se produce en diferentes momentos para los árboles y los cultivos). En general, los árboles de crecimiento más rápido utilizan más agua y las especies de raíces profundas reducen los flujos de la estación seca. La poda de los árboles y la reducción de la densidad de los mismos pueden ser valiosas opciones de gestión para minimizar la transpiración y, por tanto, la demanda de agua de los árboles. Las especies arbóreas con baja demanda de agua deberían utilizarse en entornos con escasez de agua, como en los climas áridos y semiáridos, donde la disponibilidad de agua es una de las principales limitaciones para la producción. Los lugares deben seleccionarse cuidadosamente para el establecimiento de la agroforestería porque el grado en que estos sistemas interceptan y tratan los flujos de agua viene determinado en parte por los suelos locales, la topografía, la geología superficial y la hidrología (Tomer *et al.*, 2009).

GESTIÓN FORESTAL BASADA EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS

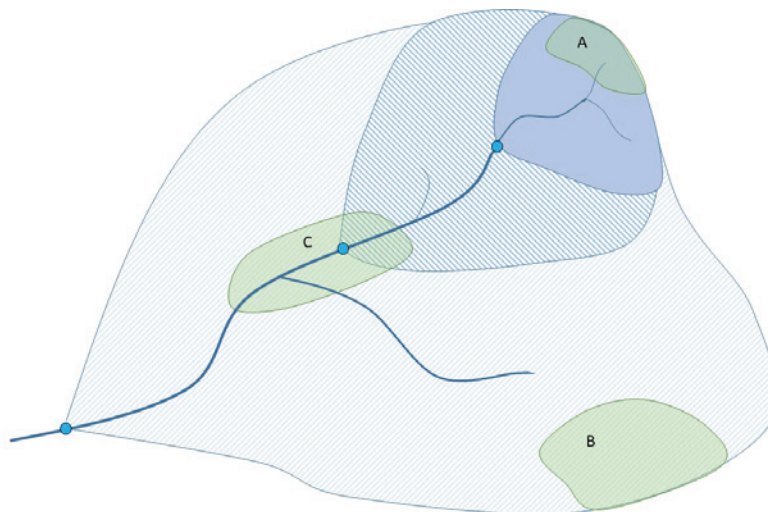
Cuando se producen precipitaciones, en cualquiera de sus formas, el agua puede empezar a moverse río abajo inmediatamente, o puede almacenarse temporalmente en forma de nieve y hielo o en los suelos. En forma de escorrentía, el agua se desplaza por las aguas superficiales, como ríos y otros cursos de agua, y puede almacenarse en lagos y humedales, y también puede entrar en el almacenamiento a largo plazo como agua subterránea en los acuíferos. En cualquier caso, el agua que cae en forma de precipitación en una cuenca hidrográfica fluye en última instancia aguas abajo a través de la red fluvial. Gran parte de ella es visible como agua superficial, pero parte del agua también fluye como agua subsuperficial (es decir, agua que permanece bajo la superficie del suelo) o flujos hiporreicos a través de la grava y las rocas bajo la superficie y junto a los arroyos. La gestión forestal influye en las aguas superficiales, así como en los flujos subterráneos y en el suministro de agua subterránea a largo plazo.

La cantidad, la calidad y disponibilidad del suministro de agua en el tiempo están estrechamente relacionados con el estado de las cuencas hidrográficas en las que se almacena el agua y por las que fluye. Las cuencas hidrográficas están sujetas a muchos procesos biológicos, socioeconómicos y físicos que actúan en los paisajes (Beechie *et al.*, 1996; Dobrowolski y Thurow, 1995). Las cuencas hidrográficas son una unidad conveniente para la planificación de la restauración y la gestión porque pueden identificarse en mapas y a partir de datos de teledetección y porque no cambian mucho con el tiempo (Reid, Ziemer y Furniss, 1996; Bohn y Kershner, 2002).

El papel de los bosques para garantizar el mantenimiento de los valores del agua difiere según su ubicación en una cuenca hidrográfica, por lo que requiere diferentes

enfoques de gestión (véase la Figura 3.2). Las decisiones de gestión forestal deben tener en cuenta factores como la regulación de la temperatura y el caudal del agua, la calidad del agua y la pesca aguas abajo a escala de la cuenca. Por ejemplo, un sistema de ayuda a la toma de decisiones implantado en la cuenca del río Lewis, en Washington (Estados Unidos), permite a los gestores estimar la influencia de las acciones de restauración en diferentes partes de una cuenca que abarca 270 900 hectáreas en múltiples servicios ecosistémicos aguas abajo (Steel *et al.*, 2008).

FIGURA 3.2
Diagrama esquemático de tres cuencas anidadas en una red fluvial



Nota: Las líneas azules indican el sistema fluvial, y los tres polígonos azules representan las cuencas anidadas que drenan a cada uno de los puntos azules brillantes del sistema fluvial. Los polígonos verdes A, B y C indican los parches forestales potenciales en un contexto de cuenca hidrográfica. La gestión del bosque de cabecera A tiene una fuerte influencia en el suministro de agua en el punto más alto; una influencia media en el suministro de agua en el punto medio; y una influencia menor en el suministro de agua en el punto más bajo. La zona forestal A también contiene un arroyo de cabecera, lo que supone una consideración adicional de gestión. La gestión de la zona boscosa B se encuentra en la cabecera del punto más abajo. De los tres puntos identificados en azul, la gestión de la zona boscosa B solo tiene una influencia directa en el punto situado más abajo, pero podrían identificarse muchos otros puntos en la red fluvial que estarían influenciados por la gestión de la zona boscosa B. La zona boscosa C contiene grandes secciones de bosque ribereño y, muy probablemente, de bosque de llanuras de inundación. Por lo tanto, las consideraciones de gestión en esta zona podrían ser diferentes y se referirían directamente a las condiciones en el punto medio, así como al suministro de agua en el punto más abajo y a la estabilidad del río en la confluencia de las dos bifurcaciones más grandes.

Delimitación de la cuenca hidrográfica. La identificación de los límites de las cuencas hidrográficas a escala nacional es un primer paso importante para una gestión eficaz del agua, ya que permite considerar la gestión forestal en el contexto de la cuenca. El Servicio Geológico de los Estados Unidos de América utiliza un esquema de cuencas anidadas para clasificar la totalidad de los Estados Unidos de América en unidades hidrológicas (UH) identificadas por códigos de UH (véase la Figura 3.3). Los códigos más cortos representan las cuencas más grandes, normalmente cuencas fluviales conocidas y con nombre. Es posible descender dentro de cada UH a UH anidadas más pequeñas que representan sistemas fluviales más pequeños dentro de cada cuenca más grande (véase la Figura 3.4).

Bosques ribereños

Los bosques ribereños desempeñan un claro papel en la regulación de los servicios hidrológicos (Boggs, Sun y McNulty, 2015) y son cruciales para el mantenimiento a largo plazo de la calidad del agua aguas abajo. Son ecosistemas de transición entre los terrestres y los acuáticos y se distinguen por los gradientes de las condiciones biofísicas, los procesos ecológicos y la biota. La hidrología superficial y subsuperficial conecta los cuerpos de agua con sus tierras altas adyacentes en las zonas ribereñas, con importantes intercambios de energía y materia entre los ecosistemas terrestres (tierras altas) y acuáticos (tierras bajas) (Quinn, Wilhere y Krueger, 2020).

Los bosques ribereños disipan la energía y atenúan los flujos superficiales durante las inundaciones (Bentrup, 2008). Las zonas de amortiguamiento forestales ribereñas confieren resiliencia a la erosión de las riberas y aportan restos de madera a los arroyos, lo que sirve para crear estanques y hábitats de remanso que reducen la velocidad del agua en eventos de aguas altas. Las zonas de amortiguamiento ribereñas a lo largo de los arroyos, y los bosques protegidos de las llanuras de inundación, ayudan a mantener sistemas de arroyos resilientes que son más resistentes a los aumentos inesperados de la descarga (Boggs, Sun y McNulty, 2015).

Cuando se gestionan para aumentar y mantener los valores del agua, los bosques ribereños también proporcionan muchos beneficios adicionales, incluyendo las actividades recreativas y el turismo (que se tratan en detalle más adelante). Los bosques ribereños intactos aumentan la estabilidad de los canales y las riberas de los ríos (Hupp y Osterkamp, 1996; Hubble, Docker y Rutherford, 2010) y ayudan a regular las capas freáticas (Burt *et al.*, 2002; Schilling, 2007). Los bosques ribereños proporcionan un hábitat para especies terrestres (Williams, O'Farrell y Riddle, 2006; Gillies y St Clair, 2008) y acuáticas (Fausch *et al.*, 2002; Stanford *et al.*, 2019; Quinn, Wilhere y Krueger, 2020) y a menudo presentan especies vegetales que no crecen más allá de las zonas ribereñas. Proporcionan un hábitat estacional para muchas especies que no pueden vivir todo el año en las zonas altas más secas (Stromberg *et al.*, 2013). Los insectos, las semillas y los detritos que caen al agua desde los árboles proporcionan alimento y nutrientes para mantener la vida acuática. Los sistemas de raíces de la vegetación ribereña proporcionan refugio y hábitat a los peces, y la sombra de los árboles ayuda a mantener el agua fresca en condiciones de calor.

La eliminación del dosel ribereño aumenta la cantidad de luz solar que incide en el agua, lo que incrementa la fotosíntesis entre las malezas y las algas acuáticas y eleva la temperatura del agua; el aumento de los nutrientes orgánicos también puede actuar para alterar el equilibrio trófico del fitoplancton y el zooplancton y desplazar las comunidades acuáticas hacia especies generalistas de rápida reproducción. Los altos niveles de nutrientes en el agua pueden favorecer a las especies de maleza acuática de rápido crecimiento, que pueden sombrear y asfixiar los hábitats, ralentizar los flujos de agua (exacerbando la sedimentación) y, en casos extremos, provocar la desoxigenación y el estancamiento del agua. Muchas especies acuáticas tienen rangos de tolerancia relativamente pequeños para el pH y la alcalinidad y se han adaptado a los sistemas particulares en los que viven. Los cambios en la cobertura del suelo, como la deforestación, y la lixiviación asociada pueden tener un gran impacto en el pH y, en consecuencia, causar la pérdida de especies sensibles y, en casos más extremos, de ecosistemas enteros (por ejemplo, la pérdida de casi toda la biodiversidad en lagos y ríos muy ácidos).

Bosques de llanuras de inundación

Los bosques de llanuras de inundación crecen en los valles fluviales que reciben depósitos aluviales procedentes de frecuentes inundaciones; suelen diferir de los bosques de tierras altas en cuanto a su estructura y composición de especies (Yin, 1999). Los bosques de llanuras de inundación suelen estar formados por plantas herbáceas,

pequeñas especies de árboles, plántulas, arbustos y copas de árboles maduros que dominan la comunidad (Yin, 1999). Dado que son adyacentes a los sistemas fluviales y forman parte de ellos, los bosques de llanuras de inundación suelen estar formados por una amplia gama de tipos de vegetación asociados a la cantidad y duración de la inundación del agua (Hamilton *et al.*, 2007). Entre los numerosos servicios ecosistémicos que producen las llanuras de inundación y los bosques de las llanuras de inundación se encuentran la retención de sedimentos y nutrientes, la retención de carbono y la recarga de aguas subterráneas (Opperman *et al.*, 2017). Estos servicios se realizan a través de la interacción de los eventos de descarga (ya sea de bajo o alto flujo) y una determinada llanura de inundación forestal (Opperman *et al.*, 2017). Esta interacción terrestre-acuática, basada en la cantidad de descarga, la duración, la frecuencia, la magnitud y el tiempo de permanencia del agua, ayuda a determinar la cantidad, la calidad y los tiempos del suministro hídrico aguas abajo. La influencia de las llanuras de inundación boscosas varía no solo con la frecuencia de las inundaciones y la crecida, sino también con los tiempos y la previsibilidad de los flujos (Opperman *et al.*, 2017). Así pues, el clima desempeña un papel en la regulación de los impactos de los ecosistemas de las llanuras de inundación sobre la calidad y la cantidad del agua. Los ecosistemas de llanuras de inundación están asociados, entre otros, a ríos y cursos de agua tropicales estacionales, templados estacionales, templados aseasonales, boreales, efímeros desérticos y alpinos (Winemiller, 2004; Opperman *et al.*, 2017).

Los sistemas de llanuras aluviales estacionales tropicales incluyen algunas de las mayores llanuras de inundación del mundo, como los ríos Amazonas, Mekong y Congo (Opperman *et al.*, 2017). Las inundaciones en estos sistemas suelen ser predecibles y de larga duración estacional, es decir, meses, y pueden abarcar grandes extensiones de llanuras de inundación boscosas. La retención de sedimentos y nutrientes y la capacidad de recarga de las aguas subterráneas, especialmente en las zonas boscosas de las llanuras de inundación estacionales tropicales, pueden ser mayores que en las zonas de aguas abiertas (Smith *et al.*, 2000).

Los ecosistemas de llanuras de inundación estacionales templadas son más variables que los sistemas tropicales y subtropicales en cuanto a la extensión y los tiempos de las inundaciones, lo que está relacionado con las diferencias de latitud y elevación con respecto al momento de las descargas máximas, por ejemplo, entre los sistemas dominados por el deshielo y los dominados por la lluvia (Winemiller, 2004). Las grandes tormentas e inundaciones pueden producirse en cualquier momento del año en los sistemas de llanuras de inundación estacionales templados, como el río Brazos, en Texas (Estados Unidos de América) y el sistema fluvial Murray-Darling de Australia (Opperman *et al.*, 2017). En estos dos sistemas templados, las llanuras de inundación de los bosques juegan un papel clave en la retención, asimilación e integración de sedimentos, nutrientes y química del agua, además de proporcionar beneficios para los peces y la vida silvestre (Johnston, 1991; Opperman *et al.*, 2017).

Los ríos boreales y sus sistemas de llanuras de inundación asociados están sujetos a un tipo adicional de inundación causada por la ruptura de los bloques de hielo que puede elevar los niveles de inundación, aumentar la cantidad de sedimentos en suspensión y alterar los parámetros de calidad del agua, incluyendo el pH y el contenido de metales (Peters *et al.*, 2016). Los bosques de llanura de inundación en los sistemas boreales desempeñan un papel crucial en el transporte a distancia de carbono orgánico disuelto, la estabilidad de las riberas, la dinámica de la red alimentaria y el mantenimiento de las especies arbóreas de las tierras altas (Peters *et al.*, 2016).

Los cursos desérticos de corta duración tienen sistemas de llanura de inundación únicos debido a su hidrología de inundación repentina (Grimm y Fisher, 1989), y los intercambios entre los flujos superficiales y subterráneos influyen en la vegetación ribereña (Grimm y Fisher, 1989). Los sistemas de llanuras de inundación del desierto, y sus intercambios hídricos y biogeoquímicos, pueden diferir considerablemente;

por ejemplo, algunos sistemas tienen poca o ninguna vegetación y abundancia de sedimentos gruesos en el canal y otros tienen una extensa vegetación emergente que incluye amplias secciones con aguas de movimiento lento (Heffernan, 2008).

Independientemente del sistema, la conexión entre las zonas ribereñas y los ríos es crucial para mantener el funcionamiento hidrológico, que se traduce en el funcionamiento geomórfico y ecológico y, en última instancia, en la calidad y la disponibilidad del suministro hídrico en el tiempo, aguas abajo.

Muchos sistemas de llanuras de inundación han sido alterados, simplificados y comprometidos hasta el punto de que ya no se proporcionan numerosas funciones (Winemiller, 2004; Opperman *et al.*, 2017). Los esfuerzos para restaurar dichos sistemas se han llevado a cabo durante décadas (Opperman *et al.*, 2017), pero recientemente el enfoque ha cambiado de las acciones de restauración basadas en caracteres o técnicas a la restauración de los procesos fluviales y de la cuenca (Beechie *et al.*, 2010; Wohl, Lane y Wilcox, 2015; Powers, Helstab y Niezgoda, 2019). Estos esfuerzos basados en procesos que restauran la conectividad física entre los canales de los arroyos y las llanuras de inundación y la diversidad y variabilidad natural de los regímenes de flujo y sedimentos son más eficaces para restaurar las funciones ecológicas (Cluer y Thorne, 2014; Wohl, Lane y Wilcox, 2015; Powers, Helstab y Niezgoda, 2019). La conexión entre el río y la llanura de inundación es crucial porque el agua se transporta y almacena tanto en la superficie como en las zonas subterráneas, estas últimas difíciles de ver y evaluar. La mayor parte del agua retenida y conducida en una cuenca hidrográfica de origen aluvial suele ser a través de porciones subsuperficiales de la red de cursos hídricos, incluidas las zonas hiporreicas asociadas a los bosques de las llanuras de inundación (Stanford y Ward, 1993).

Una amplia gama de actividades humanas puede causar incisiones en los canales de los cursos hídricos y la consiguiente reducción de la capacidad de almacenamiento y transporte de agua debido a la desconexión de la llanura de inundación de sus ríos, como las presas aguas arriba, que cortan el suministro de sedimentos y los flujos; la urbanización, que provoca eventos de flujo más grandes y más frecuentes; y la tala de bosques, que puede conducir a eventos de flujo más grandes y más frecuentes, la desconexión directa de la canalización de los arroyos y la pérdida de material maderero en el arroyo (Abbe *et al.*, 2019).

Para invertir la desconexión de los bosques de las llanuras de inundación, los especialistas en restauración de arroyos proponen el uso de SIG y de análisis sobre el terreno para elaborar mapas de las superficies de los valles anteriores a la alteración. Estos mapas pueden guiar las replantaciones y la eliminación de los fondos de los valles de manera que permitan que el río, la llanura de inundación y el valle restablezcan las conexiones superficiales y subsuperficiales que permiten que resurjan los procesos naturales del ecosistema (Powers, Helstab y Niezgoda, 2019).

Plantaciones forestales

Las plantaciones forestales son una forma intensiva de bosque plantado, que suele establecerse con el objetivo principal de producir madera. Los árboles cultivados en plantaciones de crecimiento rápido suelen consumir grandes cantidades de agua, aunque suelen ser eficientes en la producción de madera por unidad de volumen de agua.

Uno de los aspectos más importantes a tener en cuenta en la gestión de las plantaciones forestales es la disponibilidad regional de agua. Calder (2007) propuso un marco inicial para la zonificación de la disponibilidad de agua, y Ferraz *et al.* (2019) desarrollaron un marco de decisión modificado para evaluar la disponibilidad de agua en plantaciones de crecimiento rápido. Existen tres grandes escenarios de disponibilidad de agua para orientar las decisiones sobre el establecimiento y la gestión de las plantaciones forestales:

- **Baja disponibilidad de agua:** en las regiones con inseguridad hídrica durante la mayor parte del año o durante todo el año, no se recomiendan las plantaciones forestales debido al alto riesgo de conflictos por el agua (véase el Recuadro 3.7).

RECUADRO 3.7

Técnicas de gestión de plantaciones forestales en zonas con riesgo de conflictos por el agua

Cualquier técnica para minimizar el riesgo de conflictos relacionados con el agua en las plantaciones forestales implicará compensaciones económicas. No todas las técnicas serán aplicables a nivel local; los gestores forestales deberían desarrollar sus propias prescripciones específicas para el lugar a fin de reducir el consumo hídrico y garantizar el mantenimiento de los valores del agua, con un monitoreo independiente.

Crear mosaicos de uso del suelo. Por razones principalmente relacionadas con la logística del transporte, es común establecer grandes plantaciones forestales alrededor de los aserraderos y los depósitos de troncos, concentrando así los impactos hidrológicos relacionados en las cuencas (García *et al.*, 2018). Estos impactos pueden reducirse creando mosaicos de ocupación del suelo en los que las plantaciones forestales se entremezclan con zonas de vegetación natural conservada y agricultura. Los mosaicos de uso del suelo ayudan a diluir los impactos de las plantaciones forestales en el espacio y el tiempo (Ferraz *et al.*, 2014), aunque los mejores resultados se lograrán con un enfoque cohesivo entre los usos del suelo, porque el agua se mueve a través de los paisajes y todos los usos del suelo tienen impactos en el agua.

Ampliar las rotaciones. La madera puede cultivarse en rotaciones muy cortas en las plantaciones forestales de las zonas tropicales y subtropicales, pero hay que tener cuidado porque los intervalos muy cortos entre las cosechas y los aportes intensivos de recursos como los fertilizantes pueden aumentar los impactos de la gestión en los servicios hidrológicos. Los ciclos de recolección más largos permiten cumplir la mayoría de los objetivos de gestión del agua porque aumentan el intervalo entre perturbaciones, y las plantaciones más maduras son menos exigentes en agua.

Reducir la intensidad de la gestión. Los gestores de las plantaciones forestales utilizan una serie de enfoques para fomentar la alta productividad de la madera, incluyendo la aplicación de fertilizantes, el uso de pesticidas y la plantación de árboles de alta densidad; estas y otras herramientas pueden afectar a los valores del agua. Las técnicas que pueden reducir los impactos de las plantaciones forestales relacionados con el agua incluyen la adopción de las mejores prácticas de conservación del suelo y del agua; el esparcimiento in situ de los residuos de la recolección; la reducción del uso de agroquímicos; y la construcción de nuevas plantaciones (Gonçalves *et al.*, 2017). La eficiencia en el uso del agua de las especies utilizadas (Stape, Binkley y Ryan, 2004) y la densidad de los árboles (Hakamada *et al.*, 2020) son factores importantes para reducir el impacto de las plantaciones forestales en la cantidad de agua.

Aumentar la diversidad genética y de especies. Las plantaciones forestales a escala industrial suelen ser monocultivos, y las especies más utilizadas son *Eucalyptus*, *Pinus* y *Acacia* y sus híbridos. El material de plantación suele estar compuesto por clones de híbridos arbóreos mejorados, lo que reduce aún más la variabilidad genética. En algunas zonas, las plantaciones de especies mixtas han tenido interacciones beneficiosas en relación con el uso del agua y los nutrientes (Forrester *et al.*, 2010). La diversificación de especies y clases de edad en los rodales puede reducir el uso total de agua del rodal porque los árboles de diferentes especies y edades utilizan el agua de forma diferente.

Reducir los cupos de tala uniforme de árboles. Las plantaciones forestales suelen ser objeto de tala en áreas relativamente grandes para optimizar la logística de la recolección mecanizada y el transporte de los troncos. El uso de cupos más pequeños para crear mosaicos de zonas taladas y no taladas y de diversas edades de rodales en una cuenca de captación o en una cuenca hidrográfica puede aumentar la consistencia de los rendimientos hídricos a lo largo del tiempo y puede ser especialmente importante en zonas con suelos frágiles o pendientes pronunciadas (Stednick, 1996).

- **Disponibilidad intermedia de agua:** en las regiones en las que el agua es relativamente abundante pero puede producirse una inseguridad hídrica periódica, sigue existiendo el riesgo de que se produzcan conflictos relacionados con el agua, en función de la gravedad de las limitaciones hídricas, la estacionalidad y la competencia por el agua, por ejemplo, de los centros urbanos y los usos agrícolas. En tales situaciones, debe controlarse el uso del agua y utilizar técnicas de gestión para reducirlo cuando sea necesario.
- **Alta disponibilidad de agua:** es probable que las plantaciones forestales solo se enfrenten a un bajo riesgo de conflictos por el agua en las zonas donde esta es abundante. Las buenas prácticas en la gestión del agua de los bosques incluirán la provisión de tampones apropiados en las zonas ribereñas; el diseño, la construcción y el mantenimiento adecuados de las carreteras; la garantía del rápido restablecimiento de las áreas de plantación después de la recolección; la minimización del uso de pesticidas, fertilizantes y fungicidas; y la minimización de la erosión del suelo.

Restauración

Los esfuerzos de restauración forestal deben tener en cuenta sus posibles impactos en la cantidad, la calidad y disponibilidad en el tiempo del agua. Los árboles que crecen rápidamente pueden disminuir la cantidad de agua disponible para otros fines, y los bosques plantados mal gestionados, con una elevada mortalidad de las plántulas, pueden facilitar la intrusión de especies invasoras o sufrir perturbaciones debidas a incendios, pastoreo, plagas y enfermedades, con efectos nocivos para los valores del agua (Filoso *et al.*, 2017).

La restauración forestal suele centrarse en la construcción de la estructura del bosque, pero el desarrollo de suelos que permitan la infiltración del agua es igualmente importante. La mejora de los suelos forestales puede tardar más en desarrollarse que la estructura del bosque (Lozano-Báez *et al.*, 2019), y los beneficios de la restauración forestal para la regulación del rendimiento hídrico y la calidad del agua pueden tardar más en hacerse realidad en los bosques plantados que en los bosques de regeneración natural.

Los bosques plantados demandan más agua en los períodos de rápido crecimiento, normalmente en los bosques jóvenes antes de que se cierre el dosel. Cuando un nuevo bosque se planta por primera vez, todos sus árboles crecen rápidamente de forma simultánea, con el consiguiente alto volumen de uso de agua; los bosques maduros plantados, en cambio, utilizan menos agua debido a su menor crecimiento. Por lo tanto, es probable que el establecimiento de un bosque plantado provoque una reducción inicial del volumen total de agua disponible. La mayor parte del agua forestal transpirada vuelve a entrar en el suelo a través de las precipitaciones, pero no es posible controlar dónde se producirá. Si la cantidad de agua es una prioridad de gestión, las opciones para reducir el consumo de agua de los bosques incluyen la reducción de la densidad de los árboles plantados en un sitio y la plantación en mosaicos a través

de una cuenca (Bonet *et al.*, 2012). En comparación con otros usos de la tierra, los bosques, incluidos aquellos plantados, suelen aumentar la calidad y la previsibilidad de los rendimientos hídricos; además, aunque los rendimientos absolutos de la cantidad de agua pueden ser menores, la cantidad de agua útil suele ser mayor.

Los bosques y el suministro de agua a escala de las cuencas hidrográficas

Los efectos de la gestión forestal en la disponibilidad de suministro de agua en el tiempo varían considerablemente según los ecosistemas. En las zonas en las que el deshielo no es un factor, es menos probable que la recolección de la madera tenga un efecto mensurable en la gravedad de las inundaciones porque, incluso en condiciones naturales, las copas de los árboles y los suelos están efectivamente saturados en las grandes tormentas; por lo tanto, la reducción de la cubierta de copas y la interceptación de las precipitaciones tienen menos influencia en el tamaño de las inundaciones. En las zonas con nieve, las redes de carreteras, los caudales generados por la nieve y la nieve seguida de lluvia pueden aumentar considerablemente el riesgo de caudales elevados, sobre todo en los primeros diez años después de la tala de árboles (McCabe, Clark y Hay, 2007). Se sabe menos sobre los ecosistemas tropicales porque estos tienen patrones muy diferentes en cuanto a las precipitaciones y los impulsores de la evapotranspiración forestal y están menos estudiados.

En general, los efectos más pronunciados de la gestión forestal sobre los caudales máximos se han observado en los arroyos pequeños (por ejemplo, Bosch y Hewlett, 1982), donde incluso las tormentas breves en áreas pequeñas pueden saturar los recorridos de flujo relativamente cortos. La intensidad de las tormentas suele variar a lo largo de las grandes cuencas de drenaje, y las aguas de las crecidas de los afluentes individuales pueden estar desfasadas al llegar a los cauces principales. Además, la superficie de aprovechamiento disminuye como porcentaje de la superficie total de una cuenca con el aumento del tamaño de la misma y, por lo tanto, es cada vez más difícil detectar los aumentos de los caudales máximos debidos a la tala de la madera.

En teoría, la gestión del agua de los bosques debería tener como objetivo producir el mayor volumen de agua útil y económicamente viable, manteniendo al mismo tiempo el rendimiento de otros bienes y servicios forestales. La mejor manera de conseguirlo es establecer normas y reglamentos sencillos que sean aceptables para todos y que puedan aplicarse de forma coherente. A escala experimental, puede ser posible limitar la superficie foliar total y aumentar el rendimiento hídrico, manteniendo al mismo tiempo un alto rendimiento de madera, por ejemplo, mediante una recolección intensiva que sea extensiva y que esté bien planificada. Sin embargo, en la práctica, las prioridades sociales y la diversidad de propietarios, así como el deseo de maximizar la calidad del agua, hacen que sea raro que los bosques se gestionen para obtener una superficie foliar específica con el objetivo de maximizar los rendimientos del agua (Evaristo y McDonnell, 2019). Lo más habitual es que las normativas y los requisitos forestales asignen determinadas zonas de tierra como forestales o no forestales para este fin, o que se restrinjan o prohíban determinadas especies de árboles en los bosques plantados que se perciba o que se sepa a ciencia cierta que utilizan más agua.

Muchos de los principios de la gestión de las cuencas hidrográficas son universales. La interacción entre el medio ambiente y las comunidades puede variar según las especies endémicas, el clima y la cultura, pero la necesidad de encontrar un equilibrio entre las demandas de recursos de la cuenca que compiten entre sí sigue siendo constante, como se ilustra en el Recuadro 3.8.

La información de referencia es crucial para el desarrollo y la aplicación correctos de las operaciones de gestión del agua de los bosques. Su ausencia puede conducir a resultados no deseados, como se ilustra en el Recuadro 3.9.

RECUADRO 3.8

Comparación entre la cuenca hidrográfica de Phetchaburi (Tailandia) y la planificación de cuencas hidrográficas en los Estados Unidos de América

En Tailandia, el proyecto de adaptación al cambio climático basado en las cuencas hidrográficas fue una iniciativa de planificación a escala de las cuencas hidrográficas para evaluar la vulnerabilidad al cambio climático y crear un esquema de adaptación para el Parque Medioambiental Internacional Sirindhorn en el distrito de Cha-am, provincia de Phetchaburi (Long y Steel, 2020). El parque está situado en una de las zonas más secas de Tailandia, en una región importante para la agricultura y el turismo.

Las cuencas hidrográficas han sido ampliamente modificadas, entre otras cosas, por numerosos embalses y desvíos para apoyar el desarrollo y la agricultura. El proyecto identificó muchas preocupaciones relacionadas con la gestión de los bosques y el agua, incluida la creencia de que la pérdida de bosques en el último siglo había contribuido a la disminución del suministro de agua.

La evaluación y la planificación realizadas en el marco del proyecto se basaron en múltiples fuentes de información, desde trabajos altamente cuantitativos de reducción de escala climática en toda la cuenca del río Phetchaburi para predecir los cambios en la disponibilidad de agua, hasta entrevistas cualitativas y reuniones con miembros y líderes de la comunidad para comprender los impactos en las economías locales. El Fondo de Desarrollo Sostenible (FDS) recogió datos de campo en comunidades seleccionadas para representar los principales sectores económicos de la cuenca. En la parte alta de la cuenca, el FDS se centró en una comunidad Karen, que estaba en conflicto con el gobierno por los derechos sobre la tierra y las actividades agrícolas (al igual que otros pueblos indígenas de las zonas boscosas montañosas). En la cuenca central, el FDS identificó cuatro pueblos que dependían de determinados cultivos comerciales y dos comunidades que luchaban contra la expansión urbana y la gestión del suministro de agua. En la cuenca baja, el FDS se centró en tres comunidades que sufrían inundaciones y sequías y en una comunidad en la que muchos medios de vida dependían de la explotación costera de la sal. La metodología consideró explícitamente los factores climáticos y no climáticos que contribuyen a la vulnerabilidad. Un enfoque de colaboración permitió identificar indicadores climáticos significativos para las comunidades relacionados con la duración de las inundaciones y los períodos de sequía que influyen en el éxito de los cultivos.

El proyecto puso de manifiesto la necesidad de considerar las interacciones entre los bosques y los árboles en diversas zonas y sectores de la cuenca, así como el elemento humano en la gestión a grandes escalas espaciales. Los retos de la gestión forestal sostenible incluían el establecimiento de objetivos de gestión para la agroforestería llevada a cabo por grupos marginados en las cabeceras de los bosques; la garantía y el equilibrio del suministro de agua para el uso humano directo; y la evaluación de las necesidades de caudal aguas abajo con fines ecológicos.

Las tensiones entre los objetivos ecológicos y sociales y entre las comunidades de cabecera y las de aguas abajo han complicado durante mucho tiempo los esfuerzos de gestión de los bosques para el agua en el oeste de los Estados Unidos de América. En la década de 1960, por ejemplo, el estado de Arizona y los usuarios privados del agua patrocinaron proyectos para aumentar el rendimiento del agua de los bosques, también en tierras tribales, a través de un proceso que incluye la tala de bosques de gran altitud; el arrastre de cadenas pesadas y el esparcimiento de herbicidas para eliminar el enebro de los pastizales; la resiembra con hierbas no nativas; y la tala, el anillado y el envenenamiento de la vegetación ribereña, tanto nativa como no nativa. Estos esfuerzos se vendieron como una situación en la que todos salían ganando para las comunidades tribales y los usuarios del agua aguas abajo, pero dieron lugar a amargos

enfrentamientos, batallas judiciales y un legado de desconfianza.

Los cambios en los valores de la sociedad en los Estados Unidos de América hicieron que la gestión de las cuencas se alejara de la modificación de la vegetación a gran escala para aumentar el rendimiento del agua y se orientara hacia la restauración para mantener las funciones ecológicas y la biodiversidad. Los esfuerzos de rehabilitación de la cuenca han seguido incluyendo el control de la erosión del suelo, incluido el tratamiento de la erosión de los barrancos. En los últimos años, se ha pedido el aclareo de los bosques que se han vuelto densos como resultado de la supresión de incendios. Las aperturas del dosel creadas por el aclareo ayudarán a retener la nieve como medio para mitigar la disminución prevista del manto de nieve y a aumentar la resiliencia de las comunidades terrestres y acuáticas a la sequía, los brotes de insectos y los incendios forestales (Harpold *et al.*, 2020).

Estos dos ejemplos ilustran los retos que plantea el desarrollo de regímenes de gestión forestal que promuevan la sostenibilidad ecológica y los servicios de los ecosistemas en beneficio de la sociedad sin perjudicar a determinadas comunidades ni erosionar la confianza pública. Una ciencia bien integrada y la participación del público son importantes para informar sobre estos regímenes.



Elefantes asiáticos en el bosque de cabecera de la cuenca de Phetchaburi

RECUADRO 3.9
La cuenca de Sumberjaya, Sumatra, Indonesia

En Indonesia, grandes extensiones de tierra fueron clasificadas en la época colonial como bosque de protección, basándose en gran medida en la pendiente de las colinas. En la década de 1980 se intentó mejorar la delimitación y la clasificación de los bosques de protección en función de la pendiente, la elevación, las precipitaciones y el suelo. Este esfuerzo se formalizó en el proyecto de uso de tierras forestales por consenso Tata Guna Hutan Kesepakatan (también conocido como el mapa TGHK). Sin embargo, a falta de mapas de suelos de alta calidad y de una densa red de medición de las precipitaciones, las nuevas delimitaciones se basaron principalmente en la pendiente y la elevación.

La investigación descubre la importancia de la geología a escala de las cuencas hidrográficas. Las asignaciones de uso del suelo en Indonesia son especialmente importantes debido a las inversiones en un gran programa de expansión hidroeléctrica. Un proyecto plurianual de investigación y desarrollo en Sumberjaya comparó la erosión a escala de parcela y de subcuenca para evaluar el origen y la cantidad de sedimentos que terminan en un pequeño lago de almacenamiento frente a una presa hidroeléctrica recientemente construida. En toda la cuenca, los tipos de uso del suelo más frecuentes fueron café de sombra, café de monocultivo, bosque y arrozal.

El proyecto arrojó resultados sorprendentes: los mayores contribuyentes netos de sedimentos fueron los afluentes del Way Besai que se originan en los flancos septentrionales de la montaña central de Bukit Rigis, que también tenían la mayor cantidad de cubierta forestal. El rendimiento de los sedimentos a escala de la cuenca superó la pérdida de suelo a escala de la parcela (por unidad de superficie) en un factor de 3 a 10. Los deslizamientos de tierra, la erosión de las riberas y la erosión por flujo concentrado de los pequeños senderos fueron los procesos erosivos dominantes que explican la pérdida de suelo a escala de la cuenca.

Implicaciones de la gestión de los bosques para el suministro de agua. Los esfuerzos por comprender por qué las cabeceras de cuenca boscosas aportaron cantidades considerables de sedimentación apuntaron a la importancia de la geología subyacente. La topografía y la litología controlan la producción de sedimentos en Sumberjaya y son más influyentes que el uso de la tierra. Verbist *et al.* (2010) ilustraron un claro desajuste entre las zonas geológicamente sensibles de la cuenca y la zona forestal protegida. Dada la gran extensión de las zonas volcánicas en Indonesia, es de suponer que las conclusiones anteriores también son válidas para muchas otras cuencas.

A pesar de ser uno de los dos factores más importantes, la litología no se tiene suficientemente en cuenta en la planificación e investigación sobre el suministro de agua. A menudo, las parcelas y las cuencas de captación medidas son pequeñas, o hay poca variabilidad de suelos entre las zonas estudiadas.

Aunque las políticas basadas en criterios claros y sencillos (por ejemplo, el mapa TGHK) son atractivas por su facilidad de aplicación y transparencia, la falta de datos de referencia de alta calidad puede poner en peligro su valor. En el caso de Sumberjaya, la aplicación de criterios simples en la década de 1990 provocó la violencia y la expulsión de los pueblos indígenas (Kerr *et al.*, 2017). Sirve para ilustrar el riesgo de las normativas de arriba abajo y la importancia de incorporar los procesos de las cuencas hidrográficas en la gestión y restauración de los bosques.

LOS BENEFICIOS ADICIONALES DE LA GESTIÓN DE LOS BOSQUES PARA EL AGUA

Beneficios adicionales relacionados al carbono

La necesidad emergente de maximizar la retención de carbono terrestre supone un reto para la gestión de los bosques y el agua. La información sobre el rendimiento hídrico y el almacenamiento de carbono es esencial para cumplir los objetivos de gestión. La retención de carbono por parte de los bosques suele ser más rápida en las regiones tropicales húmedas y templadas con condiciones de crecimiento favorables para los árboles, incluida una alta disponibilidad de agua; en el otro extremo, los climas áridos tienen una capacidad limitada para la retención rápida de carbono por parte de los bosques. En la mayoría de los entornos, la necesidad de optimizar tanto los valores del agua como del carbono exigirá cada vez más la evaluación de las compensaciones.

La biomasa arbórea puede almacenar carbono durante largos periodos de tiempo (potencialmente, siglos; Recuadro 3.10) al tiempo que mantiene funciones beneficiosas en el suministro de servicios hidrológicos. En la mayoría de los entornos, un aumento de la evapotranspiración (por ejemplo, en un bosque en regeneración) producirá un menor rendimiento hídrico en todo el paisaje, pero dará lugar a un aumento de la retención de carbono, y los bosques maduros pueden almacenar grandes cantidades de carbono. La explotación maderera puede aumentar temporalmente el rendimiento hídrico de una zona forestal, aunque esto variará en función de factores como el tipo de bosque, la intensidad de la explotación y el clima, y desplazar el almacenamiento de carbono de los árboles a los productos madereros recolectados.

RECUADRO 3.10

Gestión de los bosques para el carbono en Alaska (Estados Unidos de América)

Los bosques costeros de Alaska almacenan la mayor cantidad de carbono por unidad de superficie del mundo si se incluyen los suelos en el total (Heath *et al.* 2011; McNicol *et al.* 2019), y el carbono almacenado en las coníferas de gran tamaño se ve superado por el almacenamiento de carbono bajo tierra en los suelos (Leighty, Hamburg y Caouette, 2006). Los bosques costeros de Alaska se consideran una reserva de carbono, pero la gestión activa se lleva a cabo en zonas de gestión específicas, tanto en tierras públicas como privadas. Los bosques gestionados de la región se tratan habitualmente para reducir la densidad de los árboles debido a la vigorosa regeneración de los árboles jóvenes. La reducción asociada de la biomasa aérea y la descomposición de los árboles sometidos a aclareo reduce el carbono total en los lugares tratados (D'Amore *et al.*, 2015). Sin embargo, la acumulación neta negativa de carbono es breve y va seguida de una rápida acumulación de carbono en la biomasa aérea a un ritmo de unas 5 toneladas de carbono por hectárea al año (D'Amore *et al.*, 2015). La combinación de baja temperatura del aire, abundantes precipitaciones y baja densidad de población hace que haya poco conflicto entre la maximización del potencial de retención de carbono de los bosques y la cantidad de agua.

Además, la acumulación de carbono por encima y por debajo del suelo protege el ecosistema de la erosión del suelo y de la posible reducción de la calidad del agua de los arroyos. Este estudio de caso muestra que la optimización tanto del carbono como del agua es posible en algunos ecosistemas.

Beneficios adicionales relacionados a la biodiversidad y el sistema alimentario

La disponibilidad de agua limpia, especialmente durante los períodos de escasez de lluvias, es esencial para apoyar y mantener a diversas comunidades de fauna terrestre. El agua de los bosques también desempeña un papel fundamental en el mantenimiento de la biodiversidad acuática tanto en las redes fluviales como en los sistemas cercanos a la costa (véase el Recuadro 3.11).

La biodiversidad viva asociada a los ecosistemas acuáticos, ya sean boreales, templados o tropicales, y desde las cabeceras de montaña hasta las llanuras de inundación, los pantanos, los humedales y los deltas. Dicha biodiversidad está adaptada a las condiciones locales de cantidad hídrica, la disponibilidad del flujo en el tiempo y a la calidad del agua (por ejemplo, en relación con la temperatura, el contenido mineral, el pH, la oxigenación, la turbidez y los nutrientes). En cualquier sistema acuático, las condiciones están determinadas por la elevación y la latitud, la cobertura vegetal, las condiciones del suelo y los factores climáticos, especialmente la forma y los tiempos de las precipitaciones.

Una biodiversidad acuática y una pesca saludables requieren un suministro predecible de agua limpia. Los altos niveles de sedimentos, por ejemplo, interfieren con las branquias y la respiración de los animales acuáticos, sobre todo en las etapas de vida más jóvenes y en las especies sensibles. Los sedimentos también pueden asfixiar físicamente a los huevos y a los jóvenes, así como a las plantas, matándolos o reduciendo su capacidad de crecimiento y reproducción. La elevada turbidez debida a los sólidos en suspensión reduce la penetración de la luz y, por tanto, la productividad de las plantas

RECUADRO 3.11

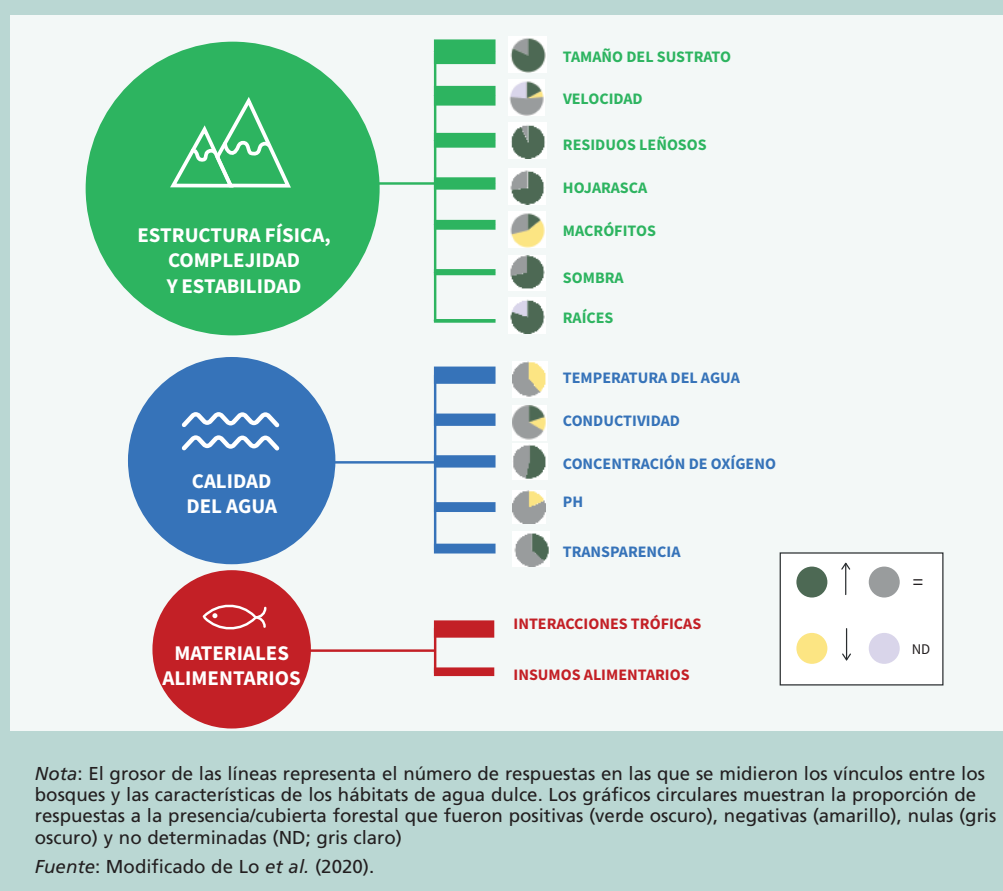
Vínculos entre los bosques y los peces de agua dulce en los trópicos

Una reciente revisión de las publicaciones, realizada por Lo *et al.* (2020), reveló las múltiples formas en que los bosques interactúan con los ecosistemas de agua dulce y cómo esto influye en las comunidades de peces de agua dulce en los trópicos.

- **Bosques y hábitat físico:** los bosques son importantes para mantener la diversidad de peces al aumentar la heterogeneidad de los hábitats de agua dulce. La evaluación de los rasgos funcionales de las especies de peces puede ayudar a comprender mejor las respuestas ecológicas a lo largo de los gradientes forestales y a predecir qué especies corren más riesgo por el cambio de uso del suelo.
- **Los bosques y la calidad del agua:** existen resultados divergentes en la literatura sobre la influencia de los bosques en la calidad del agua en los trópicos, lo que podría deberse a diferencias en el diseño metodológico. No obstante, los estudios han constatado que el sombreado de los bosques ribereños provoca cambios en la temperatura del agua que, a su vez, afectan a la biodiversidad acuática (véase la Figura 3.5).
- **Bosques y materiales alimenticios:** los aportes terrestres a los medios acuáticos son más abundantes en los entornos boscosos que en las zonas no boscosas, lo que da lugar a una mayor abundancia de plantas e insectos acuáticos. Es probable que los rasgos alimentarios de cada especie de pez influyan en la dependencia de la comunidad de peces de los bosques y en las respuestas al cambio de uso de la tierra.
- **Escala:** en los trópicos, los bosques ribereños desempeñan un papel en la estructura física local de los hábitats de agua dulce, y otros papeles funcionales de los bosques pueden observarse a escala de paisaje o de cuenca. Los estudios sugieren que los efectos de la cubierta forestal a escala de la cuenca y del paisaje están mediados en última instancia por el estado ecológico de las zonas de amortiguamiento ribereñas locales que determinan la composición general de las especies. El impacto de los eventos de deforestación en las poblaciones de peces puede no ser inmediatamente detectable debido a los efectos del desfase temporal.

Continúa...

FIGURA 3.5
La fuerza y la relación de las correlaciones entre los bosques tropicales y los entornos de agua dulce, clasificados ampliamente en estructura física, calidad del agua y alimentos



y el fitoplancton, lo que altera las redes alimentarias y reduce la productividad general; los sedimentos que se acumulan alteran los sustratos y la vida bentónica asociada. Por lo general, las reducciones importantes de la calidad del agua pueden provocar el desplazamiento de especies sensibles hasta el punto de que las comunidades acuáticas afectadas pueden estar compuestas en última instancia por solo unas pocas especies generalistas resistentes. La reducción de la calidad del agua puede provocar la pérdida total de peces y anfibios en algunos sistemas de aguas claras. Los bosques intactos, y la gestión sostenible de los bosques y el agua, pueden ayudar a prevenir este tipo de cambios.

Los cambios de caudal tienen efectos tanto dramáticos como sutiles en la biodiversidad acuática. La desecación de los ríos y arroyos de las tierras altas debido a la reducción de los caudales de la estación seca provocará la pérdida de la fauna acuática, cuyas poblaciones pueden no recuperarse si se pierde la población reproductora de una cuenca. Los flujos de agua provocados por la pérdida de capacidad de retención de agua pueden causar erosión, con el consiguiente impacto en la fauna acuática.

El mantenimiento del suministro de agua aguas abajo requiere redes fluviales conectadas. La compartimentación y desconexión de los sistemas acuáticos tiene un efecto rápido y extremo sobre las especies que requieren flujos de agua y enlaces a través del sistema para el transporte de alimentos, la oxigenación, la reproducción y el movimiento. Muchas especies necesitan caudales estacionales bajos o altos para desplazarse río arriba para reproducirse o para transportar a sus crías río abajo a hábitats adecuados para alimentarse y crecer. Las interrupciones de la conectividad pueden eliminar efectivamente las especies migratorias de peces e invertebrados de

un sistema fluvial. Un ejemplo extremo de estas interrupciones es el represamiento de los ríos, pero otros cambios menos drásticos también pueden tener fuertes efectos; por ejemplo, los cruces de arroyos por carreteras con conductos de drenaje de tamaño insuficiente pueden dividir y desconectar fácilmente los arroyos y cambiar rápidamente el equilibrio de la vida acuática. Por otro lado, existen oportunidades para crear sinergias entre la biodiversidad y los servicios de agua dulce (véase el Recuadro 3.12).

RECUADRO 3.12

Biodiversidad y agua dulce: servicios ecosistémicos sinérgicos

Los estudios han identificado sinergias entre la biodiversidad y los servicios de agua dulce a múltiples escalas. Un análisis multicriterio realizado por Larsen, Londoño-Murcia y Turner (2011) puso de manifiesto el potencial y las posibilidades de alinear los objetivos de conservación de la biodiversidad y el suministro de agua dulce a escala mundial. Hubo poco solapamiento, aproximadamente un 3% a nivel global, entre las áreas prioritarias identificadas en función de un único objetivo, es decir, la conservación de la biodiversidad o el suministro de agua, lo que sugiere que los esfuerzos para conservar la biodiversidad y proporcionar otros servicios ecosistémicos serían ineficaces a menos que se tengan en cuenta múltiples objetivos de gestión.

Una reconfiguración de las áreas prioritarias para la biodiversidad podría crear sinergias con los objetivos destinados a la provisión de agua dulce, aumentando así la superficie de bosque gestionada para objetivos relacionados con el agua con solo una mínima reducción de la representación de especies. Cualquier contrapartida en los valores de la biodiversidad podría compensarse con una mayor financiación de la gestión.

El potencial para crear beneficios entre la conservación de la biodiversidad y los servicios hidrológicos indica la necesidad de adaptar las políticas y prioridades de gestión a escala regional y local. Locatelli, Imbach y Wunder (2013) analizaron las correlaciones espaciales entre las políticas existentes en Costa Rica, como la red de áreas protegidas y el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, y el estado de los servicios ecosistémicos. Descubrieron que la biodiversidad y los servicios relacionados con el agua estaban relacionados positivamente con todos los demás servicios ecosistémicos, incluidos los culturales, por ejemplo, la recreación y la belleza escénica. Este solapamiento espacial puede considerarse el resultado de una combinación de soluciones políticas y factores biogeográficos: los grandes parques nacionales boscosos de las zonas montañosas de Costa Rica son focos de biodiversidad, pero también proporcionan a la población local beneficios hidrológicos como la interceptación del agua de las nubes, la infiltración del agua y la protección del suelo. Zhang y Pagiola (2011) también encontraron solapamientos significativos entre las áreas destinadas a la protección de las cuencas hidrográficas y la conservación de la biodiversidad en Costa Rica, lo que sugiere posibles sinergias en la aplicación de mecanismos de pago conjunto por servicios ecosistémicos.

Beneficios recreativos y culturales adicionales

Los bosques y ríos bien gestionados pueden ofrecer oportunidades para muchos tipos de ocio, como la pesca, la navegación, la natación, el vadeo y el senderismo. La provisión de caudales predecibles para la navegación es un importante beneficio adicional de la gestión forestal para apoyar los servicios hidrológicos. Las oportunidades recreativas pueden generar beneficios económicos, pero también compensaciones. Por ejemplo, el *rafting* genera unos beneficios económicos locales de unos 6 millones de AUD al año en una región de Nueva Gales del Sur (Australia) (Buultjens y Gale, 2006). Sin embargo, el *rafting* también puede tener un impacto negativo en los servicios hidrológicos, como

el pisoteo de las orillas y el vertido de basura, que es necesario mitigar (Greffrath y Roux, 2011).

Los bosques gestionados para el agua pueden proporcionar muchos servicios culturales, como el disfrute estético, los beneficios para la salud física y mental y las experiencias espirituales. Es difícil exagerar el valor de chapotear en un río, contemplar un paisaje fluvial y otras actividades físicas y mentales asociadas a los bosques y al agua. Los regímenes de flujo predecibles y naturales son importantes en muchas prácticas consuetudinarias, como las ceremonias y los festivales religiosos que incluyen el lavado ritual o la inmersión de las deidades. Muchas religiones consideran sagrados determinados ríos: por ejemplo, un manantial cerca del río Gave de Pau en Lourdes (Francia), el río Jordán en Oriente Medio y el río Ganges en el sur de Asia. En el hinduismo, las estatuas de Durga y Ganesh se sumergen en los ríos en las etapas finales de los festivales Durga Puja y Ganesh Chaturthi, respectivamente.

COMPRENDER LAS COMPENSACIONES Y SINERGIAS

Los efectos hidrológicos de los bosques han sido objeto de debate público durante mucho tiempo, y las suposiciones inexactas sobre el nexo entre los bosques y el agua pueden dar lugar a decisiones políticas y de gestión deficientes (Brauman *et al.*, 2007; Ellison *et al.*, 2017). Las prácticas de gestión del suelo y del agua desempeñan un papel importante en la forma en que las cuencas responden a los cambios en la cubierta forestal, y los efectos pueden variar a múltiples escalas espaciales y temporales. El análisis de las compensaciones y sinergias entre los servicios ecosistémicos y las opciones de gestión es, por tanto, clave para garantizar soluciones eficaces y optimizar el papel de los bosques en la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, incluidos los relacionados con la seguridad hídrica y la salud y el bienestar humanos. La consideración de estas compensaciones es de especial interés político en relación con las siguientes cuestiones políticas que se entrecruzan: el clima (especialmente el papel de la retención de carbono en los rodales forestales y los productos de madera cosechada); la bioeconomía (con el objetivo de descarbonizar la economía mediante la sustitución de materiales basados en combustibles fósiles por materiales de base biológica); y la conservación de la naturaleza (por ejemplo, la restauración de los ecosistemas forestales, incluso para la biodiversidad y otros múltiples servicios ecosistémicos).

Ellison, Futter y Bishop (2012) conceptualizaron el debate bosque-agua en dos escuelas de pensamiento: 1) del lado de la demanda (en el que los árboles y los bosques se consideran principalmente consumidores de agua y, por tanto, competidores de otros usos hídricos aguas abajo, como la agricultura, la energía, la industria y los hogares); y 2) del lado de la oferta (que hace hincapié en los efectos beneficiosos de los bosques en el ciclo hidrológico y, en última instancia, en el rendimiento del agua). Una revisión sistemática de Filoso *et al.* (2017) demostró que la mayoría de los estudios que investigaban la cubierta forestal y el rendimiento hídrico se realizaban a pequeña escala, es decir, en cuencas de menos de 10 km², y a corto plazo, o sea, menos de 10 años; estos tendían a informar de los efectos negativos de la expansión de la cubierta forestal en el rendimiento hídrico, aunque muchos de estos estudios mencionaban la posible influencia de las escalas temporales y espaciales en los resultados como una posible limitación. De la revisión de Filoso *et al.* (2017) también se desprendió que la mayoría de los estudios existentes se centraron en especies de árboles exóticos que suelen ser de rápido crecimiento y pueden no ser eficientes en el uso del agua en las condiciones locales (Trabucco *et al.*, 2008; Cavaleri y Sack, 2010).

Aunque la escuela de pensamiento del lado de la demanda subraya que la gestión forestal aguas arriba puede afectar al suministro hídrico aguas abajo, la escuela del lado de la oferta considera que los bosques pueden mejorar la disponibilidad de agua a escala regional y global al influir en el suministro de agua a favor del viento como fuente de precipitaciones (Ellison, Futter y Bishop, 2012; Ellison *et al.*, 2017). Los bosques

desempeñan un papel importante en la regulación de los flujos de humedad atmosférica y los patrones de precipitación a través de la evapotranspiración, originando al menos el 40% de las precipitaciones sobre la tierra (Jasechko *et al.*, 2013). La pérdida y la degradación de los bosques reducen la evapotranspiración, con importantes implicaciones para las precipitaciones a miles de kilómetros a favor del viento (Debortoli *et al.*, 2016). Se ha pronosticado que la deforestación tropical generalizada provocará una disminución de hasta el 30% de las precipitaciones (Lawrence y Vandecar, 2015).

Además de influir en la disponibilidad de agua, los bosques pueden afectar a la calidad del agua y a su variabilidad temporal. Por ejemplo, Knee y Encalada (2014) analizaron los datos de calidad del agua en cinco sistemas fluviales de la región de Intag, en el noroeste del Ecuador. Comparando muestras de diferentes usos del suelo aguas arriba, descubrieron que los arroyos de los bosques protegidos tendían a tener una mejor calidad del agua que en zonas de agricultura/pasto, urbanas y mineras, así como las concentraciones más bajas de contaminantes. Wang *et al.* (2013) evaluaron los efectos del tipo de uso de la tierra en la calidad de las aguas superficiales en el tramo superior del río Hun, que proporciona más del 50% de la capacidad de almacenamiento del mayor embalse de agua limpia del noreste de China. Descubrieron que los usos de la tierra aguas arriba tenían diferentes efectos sobre los parámetros físicoquímicos del agua en diferentes períodos de precipitación. En particular, los bosques se asociaron mayoritariamente con una buena calidad del agua, reduciendo la carga de nutrientes mediante la deposición y la filtración y, por tanto, disminuyendo la cantidad de sedimentos transportados en la escorrentía superficial. Otros estudios han encontrado fuertes correlaciones positivas entre los parámetros de calidad del agua y la proporción de cubierta forestal aguas arriba en una cuenca, como Huang *et al.* (2016) en la cuenca de la presa de las Tres Gargantas en el tramo superior de la cuenca del río Yangtze, y De Mello *et al.* (2018) en el sureste del Brasil. Al examinar unas 600 cuencas hidrográficas del este del Canadá, Clément *et al.* (2017) descubrieron que, incluso en las zonas de agricultura intensiva, los arroyos con una superficie forestal que cubría al menos el 47% de la cuenca tenían una mayor calidad del agua que los que tenían una menor cubierta forestal. Los mismos autores también descubrieron que los bosques y humedales situados a lo largo de los arroyos y barrancos con una densidad periférica superior a 36m² por hectárea tenían un impacto positivo en la calidad del agua; además, la forma y la ubicación de los parches forestales eran importantes, siendo los parches forestales más densos y complejos a lo largo de los arroyos y barrancos más eficaces para garantizar la calidad del agua en comparación con los parches grandes y uniformes.

Compensaciones espaciales

Las compensaciones espaciales en los ecosistemas pueden surgir, tanto del lado de la demanda como de la oferta, como consecuencia de las opciones de gestión y de los factores biofísicos (Rodríguez *et al.*, 2006; Mouchet *et al.*, 2014). Las decisiones de gestión y el uso hídrico aguas arriba imponen externalidades a los que viven aguas abajo en una cuenca; por lo tanto, las compensaciones espaciales más comunes para los servicios ecosistémicos basados en el agua son entre los usuarios aguas arriba y aguas abajo (Rodríguez *et al.*, 2006).

Los árboles suelen consumir más agua que la vegetación más pequeña debido a su mayor altura y profundidad de enraizamiento. Las plantaciones de árboles también pueden requerir nutrientes adicionales, lo que puede crear compensaciones entre la retención de carbono y la producción de madera, por un lado, y el rendimiento del agua y la fertilidad del suelo, por otro (Ellison, Futter y Bishop, 2012).

Dado que los ecosistemas naturales de agua dulce son dinámicos, necesitan una serie de variaciones y perturbaciones naturales para mantener su viabilidad y resiliencia; han evolucionado al ritmo de la variabilidad hidrológica (Baron *et al.*, 2002). Los desvíos de agua para uso agrícola o municipal, por ejemplo, y los cambios en las condiciones

naturales de nutrientes y productos químicos, pueden alterar los sistemas de agua dulce y, en última instancia, su capacidad para mantener a los peces y otras especies acuáticas aguas abajo. Cumming y Peterson (2005) informaron de que los efectos acumulativos de los múltiples aportes de nitrógeno y fósforo por parte de los pequeños agricultores en los ríos Mississippi y Atchafalaya, en el sur de los Estados Unidos de América, crearon una zona hipóxica (es decir, con poca concentración de oxígeno) en el Golfo de México, afectando a las poblaciones de camarones y especies de peces y, en última instancia, a las pesquerías locales (Rabalais y Turner, 2019).

Los cambios en el uso de la tierra, como la conversión de bosques en tierras de cultivo, también pueden afectar a los servicios ecosistémicos basados en el agua aguas abajo. Por ejemplo, Lorsirirat (2007) analizó los flujos de sedimentos procedentes de las zonas aguas arriba de la cuenca del embalse de Lam Phra Phloeng, en el noreste de Tailandia, durante tres períodos. Descubrió que el mayor volumen de sedimentos (2,23 millones de m³) se produjo entre 1970 y 1980, cuando la cubierta forestal disminuyó en la cuenca en un 70% debido a la expansión agrícola para los cultivos comerciales, lo que provocó una grave erosión (a un ritmo de 2,77 mm por km² al año). El aumento de la superficie forestal entre 1980 y 1990 (+1%) y entre 1990 y 2000 (+5%) contribuyó a reducir significativamente tanto el volumen de sedimentos (hasta 0,36 millones de m³ al año) como la tasa de erosión (hasta 0,44 mm por km² al año).

El asentamiento de las cargas de sedimentos creadas debido al cambio de uso de la tierra, como la deforestación, puede dar lugar a la elevación de los lechos de los ríos, provocando así irregularidades en la dinámica de las corrientes y aumentando el riesgo de inundación aguas abajo. A la inversa, los bosques, y su gestión adecuada, pueden apoyar la gestión del agua y moderar los riesgos hidrogeológicos. Por ejemplo, los ecosistemas forestales de las cuencas del río Yangtze (provincia de Hubei, China) regulan el vertido de agua a los ríos mediante la interceptación de las copas, la absorción de la hojarasca y la conservación del agua del suelo y de las aguas subterráneas. Los bosques disminuyen los caudales de la estación húmeda y mejoran los de la estación seca: Guo, Xiao y Li (2000) estimaron que, como resultado de la regulación del flujo de agua debido a la presencia de bosques, la central hidroeléctrica de Gezhouba, en el río Yangtze, podría producir 40 millones de kilovatios-hora adicionales al año, con un valor equivalente en 2020 de 3,2 millones de USD al año, lo que suponía más del 40% de los ingresos generados por la silvicultura en la región (y el valor podría ascender al 220% de la silvicultura cuando la central funcione a plena potencia).

El Recuadro 3.13 describe los enormes esfuerzos de reforestación de China y cómo estos han creado sinergias y compensaciones en la gestión del agua.

RECUADRO 3.13

Lecciones del programa masivo de agua de los bosques de China

La ciencia que describe las relaciones entre los bosques y el agua ha avanzado enormemente en los últimos 50 años, proporcionando una orientación muy necesaria para mantener los beneficios relacionados con el agua a través de la gestión forestal. No obstante, existe una importante variabilidad en las influencias de los bosques y muchas compensaciones y sinergias entre los servicios ecosistémicos forestales (Xiao *et al.*, 2013).

Este estudio de caso analiza los programas de “gestión de los bosques para el agua” en el árido noroeste de China como un caso de estudio de cómo han progresado la ciencia y la práctica hidrológicas; muestra cómo la gestión de los bosques para el agua puede beneficiar a las comunidades tanto locales como aguas abajo, y presenta las lecciones aprendidas. En última instancia, hay que respetar los principios ecohidrológicos¹¹ y reconocer las compensaciones entre los servicios ecosistémicos para aplicar con éxito los programas bosque-agua en diversos entornos naturales y socioeconómicos.

Sostenibilidad de los esfuerzos de restauración ecológica de los bosques

Los recursos forestales de China se agotaron en la Segunda Guerra Mundial y, posteriormente, en las décadas de 1950 y 1960, cuando la producción de alimentos y la industrialización se convirtieron en las principales prioridades del país. Las campañas de reforestación en China se iniciaron en la década de 1970 con el Programa de la Franja Forestal Protectora de los Tres Nortes (en adelante, Programa de los Tres Nortes), cuyo objetivo era detener las crecientes tormentas de polvo que amenazaban a Pekín y otras ciudades del norte provocadas por la grave erosión del suelo. Las imágenes de satélite muestran que la mayor parte de China, especialmente en la árida región de la meseta de Loess, está “reverdeciendo” (Zhang *et al.*, 2017), gracias en parte a los esfuerzos de reforestación de las dos últimas décadas y también al calentamiento climático y al aumento de las precipitaciones (Xie *et al.*, 2015). Desde la década de 1990, China ha invertido 378 500 millones de USD de 2015 en programas de restauración de tierras que abarcaron 623,9 millones de hectáreas y en los que participaron más de 500 millones de personas (Bryan *et al.*, 2018).

En la actualidad, China cuenta con la mayor superficie de plantaciones forestales del mundo: aproximadamente 84 millones de hectáreas, lo que supone más de una cuarta parte del total mundial de 293 millones de hectáreas (FAO, 2020a). La cubierta forestal total en China creció de alrededor del 11% de la superficie terrestre en la década de 1980 al 23% en 2020 (FAO, 2020a). China tiene ambiciosos esquemas para aumentar la cubierta forestal hasta el 26% en 2035 y hasta el 42% en 2050, como parte de una política para crear una “civilización ecológica”. Una gran parte de la nueva masa forestal de China se encuentra en la meseta de Loess (véase la Figura 3.6), un área del tamaño de Francia, donde la cubierta forestal se duplicó de 5 millones de hectáreas en 2001 a 10 millones de hectáreas en 2016. El Programa de los Tres Nortes abarca unos 400 millones de hectáreas de tierras áridas y semiáridas en el norte del país, lo que supone más del 42% de la superficie total de China (Xie *et al.*, 2015). En el marco del programa, se han plantado grandes superficies con árboles y arbustos exóticos tolerantes a las condiciones de aridez, entre ellos Robinia pseudoacacia, Caragana intermedia, Amorpha fruticosa, Pinus tabuliformis, Populus davidiana, Ulmus pumila y Hippophae rhamnoides (Cao, 2008).

La política nacional de gestión de bosques y pastizales sufrió un gran cambio a finales de los años 90, cuando China sufrió los desastres de las inundaciones en las cuencas de los ríos Yangtze y Amarillo, afectando a más de 240 millones de personas. El Programa para la Conservación de los Bosques Naturales, iniciado en 1998, pretendía detener la tala y la deforestación para proteger los bosques naturales en beneficio de la ecología y los niveles

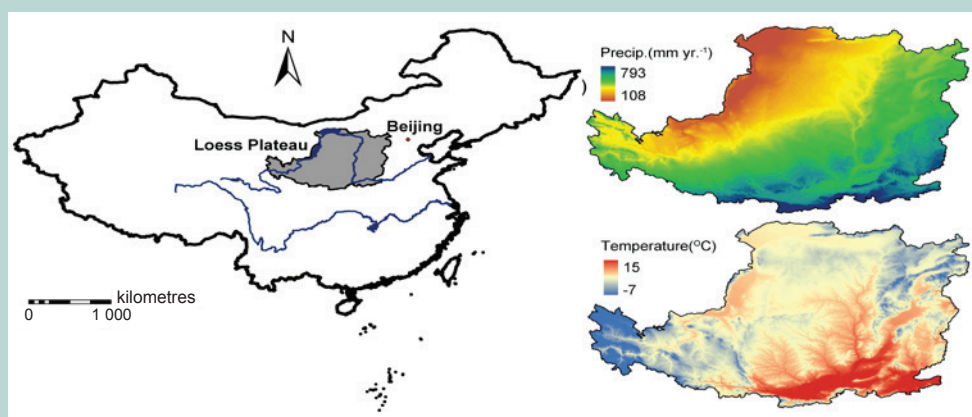
¹¹ Los principios ecohidrológicos son los factores hidrológicos y ecológicos que interactúan para controlar la estructura y la función de un bosque. Por ejemplo, la luz solar impulsa el crecimiento de las hojas, que controla la evapotranspiración, que controla la hidrología (Dale *et al.*, 2000).

de carbono, y fomentaba la forestación mediante incentivos para las empresas forestales. Su objetivo era reducir las cosechas de madera en los bosques naturales de 32 millones de m³ en 1997 a 12 millones de m³ en 2003 y a forestar 31 millones de hectáreas para 2010 mediante el cierre de los montes (es decir, la prohibición de actividades humanas como la recogida de leña y el pastoreo para permitir el rebrote), la siembra aérea y la plantación artificial (Liu *et al.*, 2008).

El Programa para la Conservación de Bosques Naturales fue seguido por una serie de programas de restauración ecológica en reconocimiento de los graves problemas medioambientales y ecológicos surgidos durante el boom económico de la década de 2000. Por ejemplo, el programa Grain-for-Green, lanzado en 1999, ha sido descrito como el mayor programa de retirada de tierras del mundo en desarrollo. Utiliza un esquema de pago por servicios ecosistémicos para involucrar directamente a millones de hogares rurales como agentes principales en la ejecución del programa. En el período 1999-2008, el gobierno central realizó una inversión directa de 192 000 millones de RMB (aproximadamente 28 800 millones de EUR) en el programa Grain-for-Green; con él, 120 millones de agricultores convirtieron 9,27 millones de hectáreas de tierras de cultivo en pendiente en bosques (Lü *et al.*, 2012).

Los estudios de evaluación de los servicios ecosistémicos sugieren que estos y otros esfuerzos realizados durante décadas en China han aportado enormes beneficios en la mejora del medio ambiente local y el bienestar de la población, entre otras cosas, mediante el control de la erosión, la mejora de la calidad del agua, la retención de carbono y el desarrollo económico local (Liu *et al.*, 2008; Lü *et al.*, 2012; Bryan *et al.*, 2018). En una revisión de las estrategias de inversión de China para la sostenibilidad del sistema de tierras, Bryan *et al.* (2018) descubrieron que los programas de forestación a gran escala del país habían tenido éxito, siendo un ejemplo para el resto del mundo a la hora de abordar el reto de la restauración de tierras. Bryan *et al.* expresaron, sin embargo, su preocupación por las consecuencias negativas no deseadas de los recursos hídricos a nivel local (por ejemplo, la desecación del suelo), a escala de la cuenca hidrográfica y a nivel regional (por ejemplo, la reducción del caudal de los ríos), tal y como constató Sun *et al.* (2006) y Cao (2008). Los impactos hidrológicos de la repoblación forestal pueden ser sustanciales para el río Amarillo, el tercer río más grande de Asia, que ha mostrado una tendencia a la baja en el flujo del río y una caída del 60% en la carga de sedimentos al océano desde la década de 1980, debido principalmente a la recuperación de la vegetación (Liang *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2016; Schwarzel *et al.*, 2020). Los científicos y los responsables políticos de China están cada vez más preocupados por la seguridad hídrica y la gestión forestal (Feng *et al.*, 2016; Cao, 2008; Zhang y Schwarzel, 2017).

FIGURA 3.6
Ubicación de la meseta de Loess y condiciones climáticas medias:
(a) precipitación y (b) temperatura



Fuente: Lü *et al.* (2012).

FIGURA 3.7

Las plantaciones de pino en la meseta de Loess han reducido la humedad del suelo y, por tanto, tienen una funcionalidad relativamente baja en la protección de los suelos superficiales y la biodiversidad



Fuente: Yang *et al.* (2012).

Los programas de repoblación forestal llevados a cabo en la meseta de Loess han dejado muchas enseñanzas, entre ellas las siguientes:

- El rendimiento del agua disminuye en respuesta a la forestación a gran escala, a las medidas de conservación del suelo (por ejemplo, presas de contención) y al cambio climático (Sun *et al.*, 2006; Mu *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2008).
- Existen compensaciones entre los servicios ecosistémicos en los bosques plantados (Lü *et al.*, 2012).
- El rendimiento hídrico, la evapotranspiración, la productividad de los ecosistemas, la retención de carbono y la carga de sedimentos están estrechamente entrelazadas en los sistemas antropogénicos-biológicos.
- La revegetación de la meseta de Loess de China se está acercando a los límites sostenibles de los recursos hídricos (Feng *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2016).
- La reforestación con altas densidades de árboles utilizando especies de pino no autóctonas puede causar la desecación del suelo (Yang *et al.*, 2012; Liu, Kuchma y Krutovsky, 2018; Liang *et al.*, 2018) y una baja penetración de la luz en el suelo del bosque, reduciendo en consecuencia la productividad forestal y la biodiversidad (véase la Figura 3.7).
- La plantación de árboles en zonas con precipitaciones limitadas (por ejemplo, menos de 400 mm al año) puede dañar las propiedades físicas del suelo, reducir la capacidad de infiltración y favorecer los flujos superficiales y la erosión (Chen *et al.*, 2010); al plantar árboles es importante tener en cuenta las especies y las densidades de plantación.

Los patrones históricos de vegetación son una buena guía para determinar la vegetación adecuada para los esfuerzos de reforestación (o revegetación). La selección de especies para la revegetación debe ser específica para cada lugar y no un enfoque de "talla única" (Cao *et al.*, 2011). Muchos ecosistemas degradados tienen una notable capacidad de recuperación mediante procesos naturales. La dimensión humana (medios de vida y política) debe tenerse en cuenta en los programas de reforestación para satisfacer las múltiples necesidades de la naturaleza y de las personas (Cao *et al.*, 2009).

Compensaciones y sinergias temporales

Muchos procesos de los ecosistemas, como la creación de suelo y los cambios en la fertilidad del mismo y en las aguas subterráneas, se producen a un ritmo tan lento que se necesita mucho tiempo antes de que se puedan percibir efectos significativos (Rodríguez *et al.*, 2006). En un análisis global de 504 observaciones anuales de cuencas hidrográficas, Jackson *et al.* (2005) descubrieron que la forestación tendía a disminuir el caudal de los arroyos a los pocos años de la plantación, especialmente en las regiones más secas. En otros estudios también se han identificado compensaciones entre la madera, el carbono y el agua. Cademus *et al.* (2014) descubrieron que el rendimiento hídrico disminuía en los bosques de *Pinus elliottii* de Florida (Estados Unidos de América) a medida que aumentaba la biomasa, pero esta compensación variaba en el tiempo y en el espacio en función de la edad de la masa, el tratamiento silvícola y la calidad del lugar.

Chisholm (2010) investigó la viabilidad económica de una posible expansión de las plantaciones de *Pinus radiata* en la cuenca de Swartboskloof, en el bioma de los fynbos en Sudáfrica (uno de los 25 puntos con mayor biodiversidad del mundo). Considerando una serie de escenarios económicos, la viabilidad marginal de la forestación coincidió con una compensación aproximadamente lineal entre los valores del carbono y del agua. Para los valores económicos actuales del agua, el carbono y la madera y un intervalo medio de incendios de 32 años, la forestación resultó ser económicamente inviable en comparación con la conservación del bioma. Teniendo en cuenta los precios actuales de la madera, la forestación solo sería viable si el precio de una tonelada de dióxido de carbono fuera aproximadamente 400 veces el valor de un metro cúbico de agua (Chisholm, 2010).

Ovando, Beguería y Campos (2019) analizaron soluciones de gestión alternativas para los bosques de pinos y robles autóctonos de Andalucía, en el sur de España, con referencia a los impactos a largo plazo (hasta 2100) en la retención de carbono y los servicios de suministro de agua (descarga superficial y recarga de aguas subterráneas). Descubrieron que las compensaciones entre la retención de carbono y el suministro de agua eran más probables que las sinergias en los bosques mediterráneos a corto y medio plazo (hasta 2050), pero las sinergias surgirían a más largo plazo (2060-2100).

Aunque el paradigma dominante indica compensaciones entre la cubierta forestal/retención de carbono y el rendimiento hídrico, especialmente en términos de recarga de aguas subterráneas, Ellison *et al.* (2017) identificaron varias advertencias y sesgos y abogaron por estudios más específicos. En las zonas tropicales en particular, la pérdida de la cubierta forestal puede promover la degradación del suelo y, en última instancia, reducir la infiltración del suelo, la capacidad de retención de agua y la calidad del agua, con importantes implicaciones para los hogares rurales. Esto podría ser crucial, especialmente en los países de bajos ingresos, donde los costes de instalación y mantenimiento de los sistemas de tratamiento del agua en las pequeñas comunidades podrían ser inasequibles. Mapulanga y Naito (2019) analizaron el efecto de la deforestación en el acceso de los hogares al agua limpia en el norte de Malawi. Esta región tiene una tasa de deforestación históricamente alta en comparación con el resto del país, atribuida a su baja densidad de población y a las consiguientes dificultades para controlar y regular la tala y la recogida de leña. Los miembros de la comunidad obtienen ingresos de la venta de carbón vegetal producido en los bosques locales, pero esta actividad ha reducido la capacidad de los bosques para garantizar la calidad del agua y, en última instancia, el acceso al agua limpia. La deforestación que aumenta la carga de sedimentos reduce la viabilidad de la conducción de agua porque los sistemas de agua por tubería requieren fuentes de agua de alta calidad; en esta situación, es probable que aumente el uso de pozos, ríos y estanques no protegidos como fuentes de agua limpia, lo que hace que las personas estén más expuestas a agua de baja calidad e insegura (Organización Mundial de la Salud, 2017). Mapulanga y Naito (2019)

descubrieron que cada aumento del 1% en la deforestación implicaba una disminución del 0,93% en el acceso al agua limpia. Sobre la base de esta proporción, se estimó que, en el período 2000-2010, la deforestación en el norte de Malawi, con una pérdida del 14% de la cubierta forestal, tuvo la misma magnitud de impacto en el acceso al agua limpia que la que habría causado una disminución del 9% de las precipitaciones.

Zongo *et al.* (2017) examinaron los impactos de la pérdida y degradación de los bosques en estanques temporales dentro y fuera de las zonas forestales protegidas en el este de Burkina Faso. Estos estanques proporcionan agua a los animales salvajes y domésticos, así como a los habitantes de los pueblos cercanos. Los autores descubrieron que la calidad del agua, en términos de características químicas y físicas, en los estanques temporales era mayor en las zonas protegidas que en las no protegidas, estando estas últimas expuestas a un mayor riesgo de recogida de leña y de conversión a la agricultura o a los pastos. Estos usos acaban provocando una mayor turbidez en los estanques porque la escorrentía de las aguas pluviales tiene un mayor contenido de detritos y tierra. Del mismo modo, se observó una eutrofización en los estanques fuera de las reservas debido a las mayores concentraciones de materia orgánica. El exceso de eutrofización puede dar lugar a la producción de metabolitos secundarios que son muy tóxicos para los animales y pueden suponer un peligro para la salud de las personas.

Se pueden identificar compensaciones temporales en los servicios ecosistémicos en los manglares, que suministran una amplia gama de dichos servicios, tanto a nivel local como global (Barbier, 2007). Muchas comunidades costeras de los países en desarrollo dependen de la extracción de leña y madera de los manglares para su subsistencia y medios de vida. Más de una cuarta parte de los hábitats de manglares del mundo están sobreexplotados y degradados (Valiela, Bowen y York, 2001). La explotación insostenible de la madera de los manglares no solo afecta a la integridad del ecosistema y a la biodiversidad, sino que también puede tener efectos negativos en los hábitats de cría de las especies de peces y camarones que son vitales para la subsistencia y el sustento de las comunidades costeras. Se calcula que aproximadamente el 80% de las capturas mundiales de pescado dependen directa o indirectamente de los manglares (Ellison, 2008).

McNally, Uchida y Gold (2011) investigaron las compensaciones entre los servicios de aprovisionamiento (leña frente a pesca) que los manglares proporcionan a las comunidades locales en el Parque Nacional de Saadani, República Unida de Tanzania. Encontraron un equilibrio entre los beneficios a corto plazo de la tala de manglares para la obtención de leña y los beneficios potenciales a largo plazo de la conservación de los manglares. El alcance de la compensación difiere según la riqueza del hogar: la protección de los manglares causaría una pérdida inmediata de ingresos debido a la reducción de la recogida de leña, afectando especialmente a los hogares más ricos. Sin embargo, todas las clases de riqueza probablemente se beneficiarían de las ganancias en la sostenibilidad a largo plazo de la pesca y el camarón que se derivan de la protección de los manglares. McNally, Uchida y Gold (2011) descubrieron que, por término medio, un aumento del 10% de la cubierta de manglares en el Parque Nacional de Saadani podría multiplicar por dos los ingresos procedentes de la pesca de camarones. Por lo tanto, la creación de una zona protegida apoyaría un cambio de la tala incontrolada de manglares a la conservación de los mismos, siempre que se produzcan ganancias en los ingresos de las aldeas locales como resultado de la conservación de los hábitats de los viveros y de la biodiversidad.

INCENDIOS FORESTALES Y AGUA

Las perturbaciones naturales pueden desbaratar incluso los esquemas mejor trazados, y los incendios forestales son potencialmente los más destructivos e impactantes de todas esas perturbaciones. Entender cómo el fuego afecta a los bosques y puede alterar los esquemas forestales es crucial para la salud a largo plazo de los bosques y los recursos

hídricos. Los bosques son sistemas dinámicos moldeados por las perturbaciones (Oliver y Larson, 1996). La pérdida de bosques a causa de incendios catastróficos es un riesgo importante para las cuencas hidrográficas y para el agua que producen. La gestión forestal puede ayudar a mitigar el riesgo haciendo que los bosques sean más resistentes a los incendios. La reducción de la densidad de los bosques mediante el aclareo puede proporcionar un mayor rendimiento de la madera y mejorar la salud de los árboles al reducir su vulnerabilidad a las plagas y enfermedades. Si se realiza correctamente, el aclareo también puede reducir el volumen y la disposición espacial del combustible para disminuir el riesgo de que se produzcan grandes incendios capaces de deforestar cuencas enteras.

Los impactos del fuego en el rendimiento y la calidad del agua son muy variables y complejos (Neary y Leonard, 2015). Los incendios forestales pueden tener un profundo impacto hidrológico, ya que es la perturbación forestal con mayor potencial para cambiar el estado de las cuencas (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). El estado de las cuencas hidrográficas, o la capacidad de un sistema de captación para recibir y procesar las precipitaciones sin degradar el ecosistema, es un buen indicador del impacto potencial de los incendios sobre el suministro de agua y otros recursos (por ejemplo, carreteras, instalaciones recreativas y vegetación ribereña).

Prevención de incendios forestales

Los incendios forestales y los incendios prescritos pueden tener una amplia gama de impactos en las cuencas forestales, dependiendo de las interacciones entre la gravedad y la escala del fuego, la pendiente, el estado hidrológico, las tasas de infiltración del suelo y las precipitaciones posteriores al incendio (Neary, 2019); estos factores determinan el grado de impacto del fuego y, en consecuencia, la necesidad de una gestión especial posterior al incendio. El fuego puede ser una herramienta de gestión útil, y su uso cuidadoso no debería requerir medidas preparatorias específicas. Sin embargo, los repetidos incendios forestales incontrolados pueden provocar un grave deterioro de los servicios hidrológicos.

Es poco probable que un incendio prescrito de baja gravedad en una unidad de paisaje pequeña con una carga mínima de combustible, pendientes inferiores al 10% y sin repelencia al agua reduzca el estado y las funciones de la cuenca en todos los casos, excepto en los de fuertes lluvias. Por otro lado, un incendio forestal de alta severidad en una gran área de combustibles pesados con pendientes superiores al 100% y una repelencia al agua significativa puede resultar en un grave deterioro incluso con lluvias moderadas (Hallema *et al.*, 2018). Es poco probable que la gestión del suelo sea necesaria en el primer caso y sería prácticamente imposible en el segundo.

Gravedad del incendio. La gravedad del incendio, el término comúnmente aceptado para describir los efectos ecológicos de un incendio específico, es un concepto crucial para entender los efectos de los incendios forestales en las condiciones de las cuencas hidrográficas (Neary y Leonard, 2015); describe la magnitud de la perturbación y, por tanto, refleja el grado de cambio en los componentes del ecosistema. La severidad del fuego integra tanto el pulso de calor por encima del suelo como el pulso de calor transferido hacia abajo en el suelo (Borchers y Perry, 1990). Depende de la naturaleza de los combustibles disponibles para la quema, de la duración del incendio, del clima y de las características de la combustión que se produce al encender la vegetación y los combustibles del suelo forestal (Simard, 1991). Los suelos se ven afectados tanto por la combustión de los horizontes orgánicos superficiales (Byram, 1959) como por el impulso de calor hacia el suelo mineral (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998).

Los efectos y la gravedad de los incendios forestales están fuertemente influenciados por las cargas de combustible, o sea, el peso seco total del combustible por unidad de superficie, y el clima (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). Tanto la vegetación viva como la muerta aportan el material de biomasa que constituye el combustible consumido en

la combustión; la carga de combustible, que suele medirse como la masa por unidad de superficie, es por tanto una buena medida de la energía que podría liberar el fuego (Brown y Smith, 2000). Las cargas de combustible natural pueden variar desde 0,5 toneladas por hectárea en combustibles ligeros hasta más de 400 toneladas por hectárea en combustibles pesados (Neary y Leonard, 2015).

Brown y Smith (2000) describieron cuatro tipos de regímenes de fuego relacionados con la severidad que afectan a la vegetación y a las cuencas hidrográficas: 1) fuego de sotobosque; 2) fuego de severidad mixta; 3) fuego de sustitución de rodal; y 4) ningún fuego. Los incendios del sotobosque no suelen ser letales para la vegetación dominante y no afectan negativamente a las condiciones de la cuenca. Estos incendios suelen ser incendios de tierra de baja gravedad, tipificados como incendios prescritos. Los incendios de gravedad mixta producen una mortalidad selectiva en la vegetación dominante, dependiendo de la especie arbórea y de la matriz de severidades. Los incendios que sustituyen a la vegetación de rodal matan las partes aéreas de la vegetación dominante y suelen tener efectos adversos en los suelos y las cuencas hidrográficas. La mayoría de los incendios forestales son una mezcla de los tres regímenes de incendios y también pueden contener zonas clasificadas como regímenes no incendiarios.

Seis factores relacionados con el combustible afectan a la intensidad del fuego y a la gravedad de sus impactos en la vegetación, los suelos, las cuencas hidrográficas y otros componentes del ecosistema: 1) la temperatura; 2) la humedad;

3) la posición; 4) la carga; 5) la continuidad; y 6) la compactación (Neary, Ryan y DeBano, 2005). La temperatura necesaria para la ignición del combustible oscila entre 204 °C y 371 °C (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). La humedad del combustible viene determinada por el clima y el tiempo, las especies vegetales y la edad de la vegetación. El tiempo húmedo aumenta la humedad del combustible, y la edad de la vegetación afecta a la humedad de las plantas: las más viejas son más secas que las más jóvenes. El contenido de humedad de los combustibles vivos también depende de la estación del año y de la presencia de la humedad del suelo y de las aguas subterráneas. El contenido de humedad de los combustibles muertos es una función de la humedad atmosférica, la temperatura del aire y de la biomasa, y la radiación solar. La posición de los combustibles con respecto al suelo (por ejemplo, subsuperficial, superficial o aérea) también afecta a la facilidad de ignición.

Los combustibles del subsuelo comprenden principalmente raíces vivas y muertas y capas orgánicas, que son las últimas en encenderse. Los combustibles superficiales consisten en hojarasca, hierbas y otras plantas herbáceas. Los combustibles aéreos se componen de biomasa arbustiva y arbórea. La continuidad del combustible es la separación horizontal y vertical de la biomasa, y se describe como continua o desigual. La velocidad de combustión y la dirección del movimiento del fuego son más predecibles con los combustibles continuos. La ignición de los combustibles desiguales depende más de la disposición espacial, por lo que la ignición y la dirección del movimiento del fuego son esporádicas y poco uniformes. Por último, la temperatura a la que un combustible es susceptible de encenderse disminuye con el aumento de la compactación del combustible (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). La baja humedad relativa de la atmósfera contribuye a la desecación de la vegetación. Unas precipitaciones escasas, una humedad relativa baja, unas temperaturas elevadas y unos vientos fuertes constituyen una receta para un incendio forestal de gran gravedad (Bradstock, 2010).

Los incendios de hojarasca o de materia orgánica arden a baja velocidad e intensidad debido a las limitaciones de suministro de aire; los incendios de hierba, en cambio, arden con una alta velocidad de propagación, alta intensidad y baja gravedad. Los incendios de copas, es decir, los incendios en los que arden las partes superiores de los árboles, arden con una alta tasa de propagación, alta intensidad y alta gravedad.

Un incendio de baja severidad puede ser útil para restaurar y mantener varios atributos ecológicos que generalmente se consideran positivos; este es el caso, por

ejemplo, de los ecosistemas de pino de hoja larga (*Pinus palustris*) y pino ponderosa (*Pinus ponderosa*), adaptados al fuego. Por otro lado, los incendios de alta gravedad tienen importantes impactos ecológicos negativos, tanto biológicos como químicos y físicos, con el potencial de alterar el funcionamiento del suelo y los sistemas hidrológicos durante décadas, siglos e incluso milenios.

Tendencias de los incendios. Liu, Stanturf y Goodrick (2010) investigaron las tendencias del potencial mundial de incendios forestales bajo el cambio climático y predijeron aumentos significativos en América del Norte, América del Sur, Asia Central, el sur de Europa, el sur de África y Australia. Se espera que los cambios relativos sean mayores en el sur de Europa y menores en Australia (que ya tiene una alta incidencia de incendios forestales). El aumento del potencial de incendios previsto por Liu, Stanturf y Goodrick (2010) se debió principalmente al calentamiento previsto en América del Norte y del Sur y en Australia y a una combinación de calentamiento y secado en las demás regiones. Se prevé que algunas regiones experimenten un potencial de incendio moderado durante todo el año, y la ventana de alto potencial de incendio durará más tiempo cada año. El análisis de Liu, Stanturf y Goodrick (2010) sugiere un aumento dramático del potencial de incendios forestales que requerirá mayores esfuerzos de gestión en el futuro para la prevención y recuperación de desastres.

En un estudio similar, Flannigan, Stocks y Wotton (2000) investigaron los posibles impactos del cambio climático en los incendios forestales y en la estructura de los bosques norteamericanos. Descubrieron que los índices de gravedad estacional podrían aumentar entre un 10 y un 50% en la mayor parte de América del Norte, aunque algunas regiones podrían experimentar pocos cambios, o disminuciones, a mediados del presente siglo.

Las implicaciones de estos y otros estudios para la gestión de los incendios forestales son importantes. El riesgo que suponen los incendios forestales para los recursos hídricos aumentará notablemente en grandes zonas de bosques templados con el cambio climático y, por necesidad, requerirá la atención de los responsables de la gestión del suelo y del agua.

El impacto de los incendios forestales en el agua

Erosión. Después de la destrucción de la vegetación, la erosión es el impacto más visible y dramático de los incendios forestales. El aumento de los flujos torrenciales después de un incendio forestal debido a la pérdida de vegetación también aumentará la tasa de erosión. Por otra parte, los trabajos de restauración pueden disminuir la erosión posterior al incendio en diversos grados, dependiendo de la naturaleza de los trabajos y de los ciclos temporales y la intensidad de las lluvias (Robichaud, Beyers y Neary, 2000). Las actividades de gestión de incendios, como la extinción de incendios forestales, los incendios prescritos, la construcción de cortafuegos y la restauración de cuencas hidrográficas después de los incendios también pueden afectar a los procesos de erosión en los ecosistemas forestales.

Las tasas de erosión natural en los bosques no perturbados oscilan entre menos de 0,01 toneladas por hectárea al año y 7 toneladas por hectárea al año (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998); el límite superior de la erosión geológica en suelos altamente erosionables y mal gestionados es de 560 toneladas por hectárea al año. Las diferencias en las tasas de erosión natural se deben a factores del lugar como la erosividad del suelo y la geología, las tasas de levantamiento geológico, la actividad tectónica, la pendiente, la cantidad e intensidad de las precipitaciones, la densidad y el porcentaje de cobertura de la vegetación y la frecuencia de los incendios. Las actividades que alteran el paisaje, como la preparación mecánica del terreno, que puede causar una tasa de erosión de 15 toneladas por hectárea al año (Neary y Hornbeck, 1994); la agricultura, 560 toneladas por hectárea al año (Larson, Pierce y Dowdy, 1983); y la construcción de carreteras, 140 toneladas por hectárea al año (Swift, 1984) pueden aumentar la pérdida de sedimentos en las cuencas.

El rendimiento de los sedimentos relacionados con los incendios varía considerablemente en función de la frecuencia de los mismos, el clima, la vegetación y los factores geomórficos como la topografía, la geología y los suelos (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). En algunas regiones, más del 60% de la producción total de sedimentos en el paisaje a largo plazo está relacionada con los incendios. Las tasas de erosión varían desde menos de 0,1 toneladas por hectárea al año en el caso de incendios forestales de baja gravedad hasta más de 1 500 toneladas por hectárea al año en el caso de incendios forestales de alta gravedad en pendientes pronunciadas (Neary *et al.*, 2012). El rendimiento de los sedimentos un año después de una quema prescrita o de un incendio forestal varía desde muy bajo en terrenos llanos y en ausencia de eventos pluviométricos importantes hasta extremo en terrenos escarpados afectados por precipitaciones de alta intensidad. La erosión suele disminuir en una zona quemada durante los años siguientes a medida que el lugar se estabiliza (por ejemplo, se restablece la vegetación del suelo y la capa de hojarasca), pero el ritmo de recuperación varía en función de la gravedad del incendio y de la recuperación de la vegetación.

Calidad del agua. Los incendios pueden tener un efecto importante en la hidrología, la geomorfología y la calidad del agua de las cuencas hidrográficas en las regiones propensas a los incendios (Shakesby y Doerr, 2006). La turbidez puede aumentar después de un incendio debido a la suspensión de cenizas y partículas de suelo de tamaño limo-arcilla en el flujo de la corriente; la turbidez es a menudo el efecto más visible de la calidad del agua de los incendios (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). Se sabe menos sobre la turbidez que sobre la sedimentación en general porque es difícil de medir, muy transitoria y extremadamente variable. Los sedimentos extra gruesos como la arena, la grava y los cantos rodados erosionados en las zonas quemadas, debido a los mayores caudales máximos en las tormentas, también pueden afectar negativamente a los hábitats acuáticos, las zonas de recreo y los embalses. El rendimiento de los sedimentos tras el incendio varía mucho en función de la gravedad del fuego, la topografía, el tipo de combustible y el clima. Las tasas de erosión del suelo más elevadas suelen estar asociadas a precipitaciones intensas en terrenos escarpados (Moody y Martin, 2001; Neary, Ryan y DeBano, 2005).

Las formas de nitrógeno más comúnmente estudiadas como indicadores de alteraciones por incendios son el nitrato, el amoníaco y el nitrógeno orgánico, pero los hidrólogos y los gestores de cuencas tienden a centrarse en el nitrato porque es muy móvil. El potencial de aumento de los nitratos en el flujo de los cursos de agua después de un incendio se debe principalmente a la aceleración de la mineralización y la nitrificación (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998) y a la reducción de la demanda de las plantas. Esto se debe a la conversión del nitrógeno orgánico en formas disponibles, a la mineralización y a la movilización por parte de la biomasa microbiana gracias al efecto fertilizante de los nutrientes de las cenizas y a la mejora de los microclimas. Sin embargo, estos efectos posteriores a los incendios son de corta duración: normalmente solo un año, aproximadamente.

Cantidad de agua. Los caudales anuales en las cuencas quemadas por incendios forestales han sido muy variables en Australia, Europa y América del Norte (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). Helvey (1980) encontró aumentos sustanciales en la descarga en una cuenca en la que un incendio forestal erradicó casi el 100% de la vegetación en un bosque de coníferas mixtas. Las diferencias entre el caudal medido (quemado) y el previsto (no quemado) variaron de los 107 mm en un año seco a unos 477 mm en un año húmedo.

El caudal anual de las cuencas hidrográficas de los matorrales chaparrales propensos a los incendios en el suroeste de los Estados Unidos de América aumenta en magnitudes variables, al menos temporalmente, como resultado de los incendios forestales de alta intensidad (Baker *et al.*, 1998). Los efectos combinados de la pérdida de la cubierta vegetal, la disminución de la acumulación de hojarasca y la formación de suelos

repelentes al agua tras el incendio son las presuntas razones de estos aumentos del caudal (Hallema *et al.*, 2018).

El caudal medio anual de los arroyos aumentó en un 10%, hasta 120 mm, en una cuenca forestal de la provincia del Cabo de Sudáfrica tras un incendio forestal que consumió la mayor parte de la vegetación autóctona de fynbos (esclerófilos) (Scott, 1993), lo que dio lugar a un mayor caudal de tormenta en una cuenca gravemente quemada en comparación con una cuenca que solo estaba moderadamente quemada.

Lavabre, Gaweda y Froehlich (1993) descubrieron que el caudal de los arroyos aumentó en un 30%, hasta casi 60 mm, en el primer año después de un incendio forestal en una cuenca del sur de Francia, donde la vegetación anterior al incendio era principalmente una mezcla de maquis, alcornoques y castaños. Atribuyeron el aumento a una reducción de la evapotranspiración debido a la correspondiente disminución del área basal en la vegetación leñosa causada por el incendio.

En general, los cambios en el rendimiento anual de las cuencas hidrográficas después de un incendio forestal, medidos por numerosas investigaciones sobre incendios forestales, son el resultado de los cambios en las características de la vegetación, las condiciones del suelo y el clima. La reducción de la densidad de la vegetación leñosa y del área basal afecta a la evapotranspiración posterior al incendio (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). La pérdida de los horizontes de materia orgánica del suelo y el desarrollo de la repelencia al agua conducen a mayores tasas de escorrentía y erosión. Mientras tanto, las superficies de tierra ennegrecidas por el fuego absorben más calor y provocan un aumento de la actividad de las tormentas eléctricas, por lo que las tasas e intensidades de las precipitaciones suelen ser mayores después de los incendios forestales (Neary, 2019).

La convección, la intensidad de las lluvias y las cantidades de precipitación aumentan de forma significativa si se dan las condiciones meteorológicas adecuadas. Incluso las tasas de precipitación históricamente normales pueden producir una escorrentía excesiva debido al efecto combinado del fuego sobre la vegetación, la hojarasca y las condiciones del suelo (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). El riesgo de que las cantidades de precipitación sean elevadas y de que se produzcan inundaciones es mayor durante el primer año después del incendio, pero puede continuar durante 10 o 20 años debido a la modificación del entorno anterior al incendio.

El impacto de los incendios prescritos en el agua

Erosión. La erosión del suelo tras un incendio prescrito oscila entre menos de 0,1 toneladas por hectárea al año y 15 toneladas por hectárea al año. La pendiente, la severidad y el clima son los principales factores que determinan la cantidad de sedimento que se produce durante las lluvias después de un incendio prescrito. **Calidad del agua.** Wright, Churchill y Stevens (1976) demostraron el efecto de la pendiente en la calidad del agua tras un incendio prescrito en un estudio realizado en rodales de enebro en Texas (Estados Unidos de América). La pérdida anual de sedimentos debida a los incendios prescritos osciló entre unas 0,029 toneladas por hectárea al año en terreno llano, es decir, con una pendiente del 0%, y 8,443 toneladas por hectárea al año en pendientes del 43-54%. La pérdida de sedimentos en terrenos comparables fue de 0,013 y 0,025 toneladas por hectárea al año, respectivamente, en cuencas emparejadas no quemadas.

Cantidad de agua. Las respuestas de los caudales son de menor magnitud para los incendios prescritos que para los incendios forestales. Por lo general, el objetivo de la quema prescrita no es quemar completamente la hojarasca forestal y otra materia orgánica descompuesta en la superficie del suelo (DeBano, Neary y Ffolliott, 1998). La retención de al menos una parte de esta hojarasca y materia orgánica reduce la probabilidad de que se produzcan alteraciones drásticas en las descargas de los caudales que son habituales después de los incendios forestales graves.

Una quema prescrita para reducir las cargas de combustible acumuladas en una cuenca de 180 hectáreas en la provincia del Cabo, en Sudáfrica, dio como resultado un aumento del 15% (hasta 80 mm) en la descarga media anual del caudal (Scott, 1993). La mayor parte de los arbustos de fynbos de la cuenca no fueron dañados por el fuego prescrito. La eficacia inmediata del incendio en la reducción de la carga de combustible fue menor de lo previsto debido a las precipitaciones inusualmente altas en el momento de la quema.

Un incendio prescrito en una comunidad de pastizales en Texas (Estados Unidos de América), dio lugar a un gran aumento (1 150%) de la descarga de los caudales en comparación con una cuenca no quemada en el primer año después de la quema (Wright, Churchill y Stevens, 1982). Sin embargo, el aumento del caudal tras el incendio fue de corta duración, ya que los caudales volvieron a los niveles anteriores al incendio.

La quema de los residuos de la explotación maderera (tala) en las operaciones de recolección de madera, de la vegetación competidora para preparar un lugar para la plantación y de los bosques y arboledas en el proceso de limpieza de la tierra para la producción agrícola son prácticas comunes en muchas partes del mundo. Dependiendo de su intensidad y extensión, los incendios con estos fines pueden provocar cambios en la descarga de los caudales. Sin embargo, al analizar las respuestas de la descarga de los caudales a los incendios prescritos, es difícil aislar los efectos de los tratamientos de los impactos hidrológicos que acompañan a la recolección de la madera, la preparación del terreno y el desbroce de la vegetación forestal.

Gestión de incendios y consideraciones sobre el agua

Planificación. Al planificar los tratamientos con fuego prescrito, los gestores forestales deberían:

- considerar los elementos de la prescripción y los objetivos del ecosistema a la escala apropiada de la cuenca para determinar el tamaño óptimo y máximo de la unidad de quema, el área total de quema, la intensidad de la quema, los umbrales de perturbación para los recursos hídricos locales aguas abajo, el área o la longitud de los recursos hídricos que se verán afectados y las estrategias de contingencia;
- considerar la extensión y la gravedad de las perturbaciones por incendios, y la recuperación posterior, que una cuenca ha experimentado previamente para evaluar los efectos acumulativos y los intervalos de vuelta a la normalidad;
- identificar las condiciones ambientales favorables para lograr la condición deseada o los objetivos de tratamiento del lugar, minimizando las perturbaciones mecánicas y térmicas perjudiciales para los suelos y los recursos hídricos;
- desarrollar objetivos de quema que eviten o minimicen la creación de condiciones de suelo hidrófugo en la medida de lo posible, teniendo en cuenta las cargas de combustible, los niveles de humedad del combustible y del suelo, los tiempos de permanencia del fuego y la gravedad potencial de la quema;
- utilizar la quema prescrita de baja gravedad cuando el fuego sea el único medio practicable para lograr los objetivos del proyecto en las laderas empinadas y los suelos altamente erosionables;
- establecer objetivos para los niveles deseados de cubierta vegetal después de la quema en función de la pendiente, el tipo de suelo y el riesgo de movimiento del suelo y de la ladera;
- siempre que sea posible, planificar las zonas de quema utilizando barreras naturales o *in situ*, como carreteras, canales, derechos de paso de servicios públicos, zonas secas o de bajo riesgo de incendio, arroyos, lagos y humedales, con el objetivo de reducir o limitar la propagación del fuego y minimizar la necesidad de construir cortafuegos;
- identificar el tipo, la anchura y la ubicación de los cortafuegos en el esquema de incendios prescritos;

- utilizar lugares de ignición y control que minimicen los efectos potenciales sobre el suelo, la calidad del agua y las zonas ribereñas; y
- utilizar el fuego prescrito en las zonas ribereñas solo cuando ello contribuya a alcanzar las condiciones ecológicas a largo plazo y los objetivos de gestión de dichas zonas.

Mejores prácticas de gestión. Los incendios prescritos deben llevarse a cabo utilizando las directrices disponibles sobre las mejores prácticas de gestión para lograr los objetivos de la quema esbozados en el proceso de planificación (Neary, 2014). Las zonas de seguridad, las rutas de acceso y las áreas de preparación deben estar identificadas y ubicadas cerca de los sitios del proyecto pero fuera de las zonas ribereñas, los humedales y las áreas con suelos sensibles. Las áreas de preparación, es decir, las áreas designadas para la reunión de personas, vehículos y equipos en la preparación de un incendio, deben ser tan pequeñas como sea posible, permitiendo al mismo tiempo operaciones seguras y eficientes. Los combustibles para dispositivos de ignición deben almacenarse lejos de las masas de agua superficiales y los humedales. Se necesitan medidas adecuadas para minimizar y controlar los flujos de agua concentrados y los sedimentos procedentes de las zonas de preparación. Las zonas de preparación deben restaurarse y estabilizarse después de su uso. Los incendios prescritos se deben gestionar para minimizar el tiempo de permanencia del fuego en los suelos mientras se cumplen los objetivos de la quema.

América del Norte. América del Norte cuenta con la literatura más extensa del mundo sobre los incendios forestales y el agua. Los resúmenes de los estudios de casos están disponibles en DeBano, Neary y Ffolliott (1998); Neary, Ryan y DeBano (2005); Neary y Leonard (2015); y Hallema *et al.* (2017).

América del Sur. Los incendios forestales y los incendios prescritos se han convertido en cuestiones importantes en América del Sur para el mantenimiento de los recursos hídricos y otros valores ecológicos en el contexto del cambio climático, el desbroce de tierras y la silvicultura intensiva (Sanford *et al.*, 1985; Di Bella *et al.*, 2006; Úbeda y Sarricolea, 2016; Liu, Stanturf y Goodrick, 2010). **Europa.** En las últimas décadas ha aumentado la frecuencia de los incendios forestales en Europa, sobre todo en la región mediterránea (Liu, Stanturf y Goodrick, 2010), pero en los últimos años incluso en los bosques boreales. Estas tendencias suponen riesgos para los suministros de agua y los regímenes hidrológicos naturales (Smith *et al.*, 2011; Robinne *et al.*, 2018). La sequía es un factor importante en el aumento de la frecuencia de los incendios, pero las actividades humanas también están implicadas (Turco *et al.*, 2017). El aumento de los incendios forestales ha añadido complejidad a la gestión de los mismos en Europa, incluyendo la necesidad de recursos adicionales de extinción (Tedim, Xanthopoulos y Leone, 2015), así como de gestión del agua y los bosques.

Australia. Los incendios forestales queman grandes áreas de bosque en Australia cada año, incluyendo también cuencas importantes para el suministro de agua potable, como para las ciudades de Adelaida, Brisbane, Canberra, Melbourne y Sydney (Smith *et al.*, 2011). Australia sufrió su peor temporada de incendios de la historia en 2019-20, con una estimación de 10,2 millones de hectáreas quemadas, incluyendo 8,19 millones de hectáreas de bosque nativo. El resto comprende tierras de cultivo y pastizales agrícolas, plantaciones forestales, otros bosques, tierras periurbanas y pastizales, brezales y matorrales nativos (Davey y Sarre, 2020). Los incendios forestales de 2003, 2009 y 2020 amenazaron o interrumpieron el suministro de agua en varias grandes áreas metropolitanas.

OTRAS PERTURBACIONES CON IMPACTO EN EL AGUA

Se espera que los impactos del cambio climático aumenten a lo largo del siglo XXI (IPCC, 2014a). Es probable que la creciente variabilidad del clima suponga un aumento de las inundaciones, las olas de calor y las sequías, con importantes consecuencias para la gestión del agua. Las aguas de las inundaciones suelen estar cargadas de sedimentos

que pueden depositarse en los cursos de agua y, por tanto, aumentar el riesgo de futuras inundaciones y alteraciones del ciclo hidrológico (Bathurst *et al.*, 2017). Las olas de calor aumentan la tasa de evapotranspiración de los bosques (Guerrieri *et al.*, 2016); los aumentos en la demanda de agua de los árboles conducen a la disminución de la humedad del suelo y el flujo de los arroyos, incluso si las tasas de precipitación no cambian. La sequía afecta directamente al rendimiento hídrico de los bosques al disminuir la entrada de precipitaciones en los suelos (McNulty, Boggs y Sun, 2014). La vegetación tiene el primer acceso al agua del suelo a través de sus sistemas de raíces; el agua fluirá en los arroyos del bosque solo después de que se haya satisfecho la demanda de agua de las plantas. Por lo tanto, los árboles pueden experimentar un estrés limitado en condiciones de sequía, pero los arroyos pueden correr secos (Vose *et al.*, 2016).

Las especies invasoras pueden tener un impacto en el rendimiento hídrico de los bosques. Por ejemplo, los insectos invasores pueden causar la defoliación y mortalidad generalizada de los árboles, reduciendo la demanda de agua de las plantas y aumentando el rendimiento del agua de los arroyos (Tamai *et al.*, 2020). Por el contrario, las especies de plantas invasoras pueden aumentar el área total de hojas del bosque, lo que elevará la demanda de agua de las plantas y disminuirá el rendimiento del agua del arroyo (Dye y Poulter, 1995). El fuego puede ser un beneficio o una pérdida para la gestión del agua de los bosques.

Entender cómo interactúan los factores de estrés bióticos y abióticos con la gestión forestal es vital para la sostenibilidad de los bosques y el agua. Estos factores de estrés pueden provocar la disminución o la muerte de los árboles del bosque, con impactos en el ciclo hidrológico y el potencial de aumentar la erosión del suelo y los deslizamientos de tierra que afectan a la calidad del agua (IPCC, 2014a). El dióxido de carbono es el principal contribuyente al cambio climático, pero otros contaminantes también pueden afectar a los procesos forestales e hidrológicos. Las emisiones de compuestos de nitrógeno y azufre procedentes de la quema de combustibles fósiles han disminuido en los últimos 30 años en muchas partes del hemisferio norte, pero están aumentando en Asia oriental (Aas *et al.*, 2019). La mayoría de los bosques son deficientes en nitrógeno, y el nitrógeno depositado en aerosol actúa como un fertilizante, aumentando la superficie de las hojas, el crecimiento del bosque y el uso del agua (Carter *et al.*, 2017). En algunos bosques, sin embargo, la cantidad de nitrógeno de entrada es excesiva hasta el punto de ser tóxica, creando condiciones de saturación de nitrógeno (Aber *et al.*, 1998) y provocando el declive de la salud del bosque y el consiguiente aumento del rendimiento del agua y la disminución de su calidad (en forma de exceso de nitrato liberado en los arroyos) (McNulty *et al.*, 2017). El exceso de compuestos de azufre atmosférico puede acidificar los suelos forestales, lo que provoca la toxicidad del aluminio del suelo y conduce al declive de los bosques, al aumento del rendimiento del agua y a la reducción de su calidad (Sullivan *et al.*, 2013). Estos factores de estrés afectan a la cantidad, la calidad y disponibilidad en el tiempo del agua de diversas maneras, pero todos implican cambios en la cubierta forestal y los cambios provocados en consecuencia a la masa de raíces del bosque. En general, a medida que aumenta el flujo de agua del bosque, la calidad del agua disminuye porque aumenta el porcentaje de flujo superficial frente al subterráneo. Los suelos actúan como filtros que purifican el agua. Por el contrario, el flujo de agua por tierra puede desprender las partículas del suelo y transportarlas a los arroyos, aumentando así la turbidez de los mismos y provocando la erosión del suelo. Lo contrario ocurre cuando la cubierta forestal se expande. La masa radicular aumenta con el incremento de la superficie de las hojas del bosque, lo que a su vez asegura mejor el suelo. Además, las precipitaciones llegan al dosel forestal antes de pasar a la superficie del suelo. La cantidad de energía contenida en una gota de lluvia que ha caído desde el dosel forestal, a una altura de 30 m, es mucho menor que la energía de la precipitación que ha descendido varios cientos (o miles) de metros desde una nube hasta el suelo expuesto.

4 Valorar el agua de los bosques

Puntos clave

- El suministro mundial de servicios hidrológicos disminuyó en casi 10 billones de USD al año entre 1997 y 2011.
- La valoración de los servicios de los ecosistemas es el punto de partida para la gestión de los bosques y de todos los beneficios que proporcionan.
- Se han puesto en marcha varias metodologías para reconocer el valor de los numerosos servicios ecosistémicos que proporcionan los bosques. El valor de un servicio ecosistémico puede derivarse de la información proporcionada por las transacciones de mercado relacionadas directa o indirectamente con ese servicio ecosistémico, o de mercados hipotéticos que pueden crearse para obtener valores.
- Los pagos por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) son un mecanismo prometedor para el reparto de beneficios y la cooperación entre los sectores forestal y del agua, especialmente en ausencia de marcos legislativos o de una gobernanza local que funcione.
- Los PSAH deben considerarse como parte de un proceso más amplio de gobernanza local participativa, más que como una alternativa basada en el mercado a una gestión gubernamental o comunitaria ineficaz.
- Las redes y los enfoques de colaboración a nivel local son una característica común de los sistemas de PSAH que han tenido éxito, en los que los reguladores, las empresas privadas, las autoridades locales y las organizaciones técnicas y de la sociedad civil comparten su experiencia, a través de la financiación conjunta, para llevar a cabo esquemas de cuencas forestales de alto nivel.
- Los dos esquemas más comunes de los PSAH en el ámbito de los bosques y el agua son los cánones del agua (de la mano de los servicios públicos) y las asociaciones de beneficios múltiples. Los esquemas que aplican cánones por el uso del agua suelen basarse en un fondo normativo definido. Los gobiernos nacionales pueden incentivar estos esquemas a través de las regulaciones apropiadas; se proporcionan ejemplos.

Para tomar decisiones políticas y de gestión bien informadas sobre el nexo entre los bosques y el agua es necesario comprender el verdadero valor de las relaciones entre los bosques y el agua, las compensaciones y las sinergias. En las últimas décadas ha aumentado el reconocimiento de la importancia de los bosques y los árboles en la prestación de servicios ecosistémicos, como la conservación de la biodiversidad, la retención de carbono y el suministro de agua. Estimar el valor de estos servicios en términos económicos ayuda a introducirlos en los discursos políticos y en la planificación, aunque estas valoraciones son difíciles. Los sistemas de pago por servicios ecosistémicos son cada vez más frecuentes. Los servicios relacionados con el agua, que constituyen el tipo de esquema más importante y de más rápido crecimiento, aumentaron su valor de 6 700 millones de USD en 2009 a 24 700 millones de USD (en 62 países) en 2015 (Salzman *et al.*, 2018).

Las prácticas de gestión del suelo y del agua desempeñan un papel importante en la forma en que las cuencas responden a los cambios en la cubierta forestal, y los efectos pueden variar a múltiples escalas espaciales y temporales. El análisis de las compensaciones y sinergias entre los servicios ecosistémicos y las opciones de

gestión es clave, especialmente en el marco de las políticas relacionadas con el cambio climático, por ejemplo, las que promueven la retención de carbono en los rodales forestales y los productos madereros cosechados; la bioeconomía, en la que el objetivo es descarbonizar las economías sustituyendo los materiales basados en los combustibles fósiles por materiales de base biológica; y la conservación de la naturaleza, por ejemplo, la restauración de los ecosistemas forestales para la biodiversidad y otros múltiples beneficios. Todas estas son políticas que interactúan entre ellas.

Este capítulo explora la valoración de los servicios ecosistémicos bosque-agua, así como las compensaciones y sinergias y cómo gestionarlas.

ESTIMACIÓN DEL VALOR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS BOSQUE-AGUA

¿Cuánto valen los servicios ecosistémicos de los bosques y el agua?

Se ha desarrollado una impresionante base de datos que comprende 1 350 casos de estudio que estiman el valor de 22 servicios ecosistémicos en varios biomas (Van der Ploeg, De Groot y Wang, 2010) (véase el Recuadro 4.1 para otras dos bases de datos¹²). Utilizando esta base de datos, se estimó un valor medio para cada servicio ecosistémico por hectárea de bioma (De Groot *et al.*, 2012) y se agregó para obtener una estimación global del valor de los bosques para los servicios ecosistémicos, con valores convertidos a un conjunto común de unidades (Costanza *et al.*, 2014). El Cuadro 4.1 presenta los resultados de los servicios hidrológicos (en USD internacionales de 2020), donde se puede observar que los humedales costeros (manglares y marismas) se valoran mucho más por unidad de superficie que otros bosques. El cuadro muestra que, a nivel mundial, el valor anual de los servicios hidrológicos relacionados con los bosques disminuyó en casi 10 billones de USD entre 1997 y 2011 debido a la disminución de la superficie forestal. Los valores estimados suponen una relación lineal entre la pérdida de bosques y la pérdida de servicios. Se trata de una simplificación, ya que en la realidad puede haber relaciones diferentes, es decir, relaciones no lineales.

La valoración es solo el primer paso en el análisis integrado de las contribuciones de los servicios ecosistémicos forestales al bienestar humano. A continuación, deben llevarse a cabo otras acciones, tal y como se describe a continuación.

Consejos prácticos para la valoración de los servicios ecosistémicos

La valoración de los servicios ecosistémicos es el punto de partida para la gestión de los bosques y de todos los beneficios que proporcionan. Para aumentar el impacto de una valoración, hay que tener en cuenta los siguientes aspectos antes de la valoración (Pierrot-Maitre, 2005):

- **La finalidad del análisis y el uso que se hará de los resultados.** Las evaluaciones de los servicios ecosistémicos siempre forman parte de procesos de toma de decisiones más amplios que deben terminar con la adopción de políticas e instrumentos basados en el mercado que corrijan los desequilibrios puestos de manifiesto por la valoración.
- **Presupuesto y plazo.** Los métodos difieren en su coste, pero la transferencia de beneficios suele considerarse la más barata, y los métodos de valor de mercado suelen ser menos costosos que los de curva de demanda.

¹² La base de datos completa está disponible en www.es-partnership.org/services/data-knowledge-sharing/ecosystem-service-valuation-database. Proporciona información útil sobre el valor monetario de tipos de ecosistemas específicos y otras áreas definidas espacialmente, por ejemplo, parques, cuencas hidrográficas y regiones, y también puede ayudar a analizar los efectos de las diferentes opciones de uso de la tierra utilizando tanto la investigación empírica como los enfoques de transferencia de valor; a pesar de sus limitaciones, estos últimos son una opción cada vez más atractiva para los responsables políticos con limitaciones de tiempo y presupuesto (de Groot *et al.*, 2012).

RECUADRO 4.1

Bases de datos y herramientas sobre la valoración de los servicios de los ecosistemas

Inventario de referencia de valoración medioambiental. Una vez iniciada la sesión, es posible navegar por las regiones geográficas y los métodos para encontrar los casos de estudio pertinentes, que se actualizan con frecuencia www.evri.ca/en

Envalue. Esta base de datos (Morrison, Groenhout y Moore, 1995) permite a los usuarios explorar casos de estudio por método o ecosistema. Es útil para localizar estudios más antiguos (hasta 2002). <http://environmentaltrust.nsw.gov.au/envalueapp>

InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs). Este programa informático ofrece un conjunto de modelos para cartografiar y valorar los bienes y servicios de los ecosistemas que sustentan y satisfacen la vida humana. Utiliza un sistema de información geográfica y es relativamente sencillo de utilizar.

Method Navigator. Este sitio le guía en la elección del mejor método a través de la selección de variables, proporcionando un buen punto de partida para navegar a través de los diversos métodos de valoración. www.aboutvalues.net/method_navigator/policy_areas

CUADRO 4.1

Valores medios y agregados estimados de varios servicios hidrológicos, biomas seleccionados, 1997 y 2011

Bioma	Superficie total de las tierras		Valor del servicio ecosistémico								
	1997	2011	Regulación del agua	Abastecimiento de agua	Control de la erosión	Tratamiento de residuos	Hábitat	Cultural	Total	Total (superficie en 1997)	Total (superficie en 2011)
	(millones de ha)		(USD de 2020 por ha al año)							(miles de millones de USD al año)	
Bosques tropicales	1900	1258	90	34	419	149	49	1082	1826	3469	2297
Bosques templados/ boreales	2955	3003	158	238	51	149	1073	1232	2902	8575	8714
Marismas/ manglares	165	128	6661	1515	4891	201 825	21 335	2730	238 958	39 427	30 587
Total	5020	4389								50 853	40 971

Fuente: Adaptado de Costanza et al. (2014).

- **Método más adecuado.** Esto puede depender en parte del presupuesto, pero también del servicio ecosistémico que se vaya a valorar y de los valores que caracterizan a un determinado servicio ecosistémico. Cada método tiene ventajas y desventajas, que deben sopesarse cuidadosamente antes de elegir. Véase Masiero *et al.* (2019) y el Capítulo 5 de TEEB (2010) para obtener más información sobre las ventajas e inconvenientes de los distintos métodos de valoración de los servicios ecosistémicos forestales.

Metodologías para estimar los servicios ecosistémicos

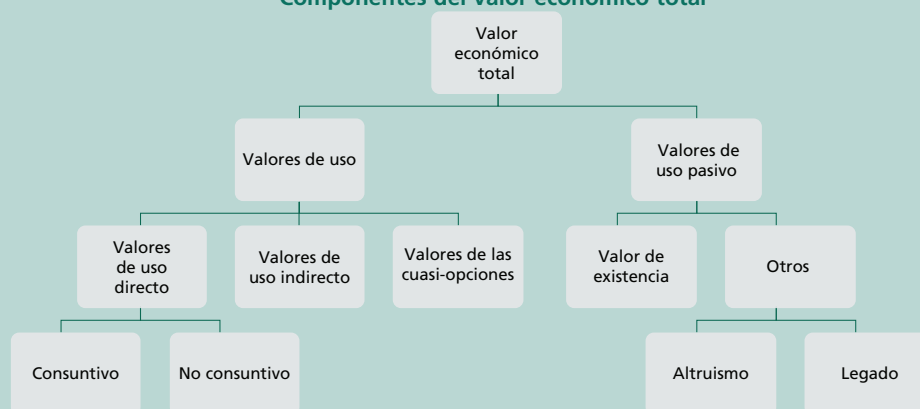
El valor de un servicio de los ecosistemas puede derivarse de la información proporcionada por las transacciones de mercado relacionadas directamente con ese servicio de los ecosistemas, pero esa información no suele estar disponible. Los precios también pueden derivarse de las transacciones del mercado paralelo asociadas

RECUADRO 4.2 Valor económico total

Los valores económicos pueden clasificarse en términos generales como de uso o de no uso (o de uso pasivo) (Masiero *et al.*, 2019), y la suma de ambos proporciona el valor económico total (véase la Figura 4.1).

Los valores de uso pueden ser directos o indirectos. Los valores de uso directo comprenden los beneficios derivados del uso directo real de un ecosistema, como un bosque que tiene un efecto sobre el agua; suelen distinguirse como consuntivos (o extractivos, como la extracción de agua potable) o no consuntivos (o no extractivos, como las actividades recreativas). Los valores de uso indirecto se refieren a los beneficios derivados de las funciones de un ecosistema sin interacción directa con él, como la protección contra las inundaciones. Los valores de cuasi-opción son los beneficios derivados de la opción de utilizar directa o indirectamente los bosques en el futuro.

FIGURA 4.1
Componentes del valor económico total



Fuente: Masiero *et al.* (2019).

Los valores de uso pasivo, como el valor de existencia, son valores no asociados al uso real y comprenden los beneficios derivados del conocimiento de la existencia de una característica medioambiental, como la biodiversidad. Otros tipos de valores de uso pasivo son los beneficios derivados de la asignación de un valor a la conservación de un determinado elemento medioambiental en nombre de otras personas (altruismo) y de las generaciones futuras (legado) (Masiero *et al.*, 2019). El conjunto de componentes relevantes del valor económico total difiere según el servicio ecosistémico: los valores de cuasi-opción, legado y altruismo se aplican a todos los servicios ecosistémicos, mientras que los servicios de abastecimiento están generalmente vinculados con el uso directo y los servicios de regulación están más vinculados con el uso indirecto. Los servicios culturales suelen abarcar todos los tipos de valor (Masiero *et al.*, 2019), y los servicios de apoyo se valoran a través de otras categorías de servicios ecosistémicos (Price, 2014). Cada método de valoración aborda un determinado conjunto de valores y, por tanto, es adecuado para evaluar servicios ecosistémicos específicos (TEEB, 2010). Por ejemplo, los métodos de preferencia revelada suelen aplicarse a los valores de uso y, por tanto, se utilizan para estimar servicios caracterizados por el uso (como el ocio). Los métodos de preferencia declarada proporcionan información sobre los valores de uso y de no uso y suelen utilizarse para valorar la biodiversidad.

indirectamente con el bien o los bienes que se valoran. Si no se dispone de información sobre los precios directos e indirectos de los servicios ecosistémicos (véase el Recuadro 4.2), se pueden crear mercados hipotéticos para obtener valores (TEEB, 2010).

Enfoques de valor de mercado. El precio de mercado representa el punto de encuentro entre la oferta y la demanda, y está representado por la cantidad a la que el consumidor/usuario está dispuesto a comprar y a la que el proveedor/productor está dispuesto a vender. Este precio es una representación adecuada del valor de los servicios ecosistémicos con mercados preexistentes, suponiendo que el mercado no esté distorsionado (por ejemplo, por el poder del monopolio) y que, por tanto, sea el mercado el que fije el precio libremente. El precio de mercado podría ser un mecanismo adecuado para las tarifas del agua limpia; sin embargo, en la mayoría de los casos no existen valores de mercado para los servicios ecosistémicos que proporcionan específicamente los bosques.

Cuando no existe un mercado directo, pueden aplicarse dos métodos.

- **Coste de oportunidad.** Se refiere a los ingresos que se perderían si se optara por prestar un servicio ecosistémico (el objeto de la estimación) en lugar de otro producto o servicio con valor de mercado. Por ejemplo, el coste de oportunidad puede utilizarse para cuantificar la cantidad que los gestores forestales deberían recibir como compensación si se les exigiera seguir unas prácticas de gestión específicas para mejorar la calidad del agua que les obligaran a renunciar a unos ingresos que de otro modo recibirían (Masiero *et al.*, 2019).
- **Función de producción.** Se refiere a la medida en que un determinado servicio ecosistémico, por ejemplo, un servicio de regulación, contribuye a la prestación de otro servicio o producto básico que se comercializa en un mercado existente (TEEB, 2010). Por ejemplo, los bosques proporcionan servicios de filtración de agua y aumentan la disponibilidad de agua para la hidroelectricidad, favoreciendo en última instancia un aumento en la producción de energía (véase el Recuadro 4.3).

RECUADRO 4.3

Producción de energía hidroeléctrica en la provincia de Hubei, China

Datos básicos

Servicios ecosistémicos	Abastecimiento Mejora del suministro de agua en el río Producción de energía hidroeléctrica
Método de valoración	Función de producción
Superficie	Condado de Xingshan, provincia de Hubei, China (231 600 ha)
Año	2000

Source: Guo, Xiao and Li (2000).

Los bosques pueden tener un valor económico sustancial por sus servicios de regulación del flujo de agua en las cuencas locales. Sin embargo, debido a la distancia entre el servicio ecosistémico en su origen y la obtención de sus beneficios, los bosques tienden a recibir poco reconocimiento por su papel. Los objetivos de un estudio de Guo, Xiao y Li (2000) eran:

- desarrollar un enfoque integrado para valorar los bosques para la regulación del flujo de agua utilizando modelos de simulación y un sistema de información geográfica (se utilizaron varias variables para modelar la capacidad de los bosques en diferentes combinaciones de tipos de vegetación, tipos de suelo y pendientes);
- estimar el valor económico de la regulación del caudal de agua que proporcionan los ecosistemas forestales para aumentar la producción de la central hidroeléctrica de

Gezhouba (un aumento relativamente pequeño del caudal de agua en el río Yangtze aumentaría la producción de electricidad en la central); y

- proporcionar un modelo de compensación económica en el que el beneficio se distribuya entre la central hidroeléctrica y los propietarios de los bosques, calculando la cantidad de agua más eficiente que debe regularse y el correspondiente beneficio para los propietarios.

El Cuadro 4.2 muestra que el valor económico estimado de los servicios de regulación del flujo de agua de los bosques y otros complejos de vegetación en el condado de Xingshan es de 916 millones de USD al año. El modelo utilizado para realizar esta estimación también indica cómo identificar la combinación más eficiente de agua servida y madera vendida, lo que permite las asociaciones entre los actores para compartir los beneficios de este servicio ecosistémico.

CUADRO 4.2

Regulación total del flujo de agua por 90 tipos de complejos de vegetación-suelo-pendiente en las estaciones seca y lluviosa, y su impacto económico

Descripción	Unidad	Periodo seco	Periodo de lluvias	Total (año)
Agua saliente	millones de m ³	80,7		
Agua retenida	millones de m ³		868	
Aumento del caudal	m ³ por segundo	10,4		
Disminución del caudal	m ³ por segundo		112	
Aumento de la producción de la central hidroeléctrica	millones de kWh	27,4	13,0	40,4
Valor económico	Millones de RMB al año			5050
	Millones de USD al año			916

Fuente: Guo, Xiao y Li (2000).

El coste también puede utilizarse para estimar el valor de un servicio ecosistémico, siendo el valor igual al coste de producción (o reproducción) del servicio. El **coste de sustitución** se refiere al coste de restaurar un activo dañado a su estado original o de sustituirlo con medidas artificiales (TEEB, 2010). Por ejemplo, los costes de tratamiento en los que se incurre en ausencia de los servicios de depuración que proporcionan los bosques pueden utilizarse para estimar el valor de dichos servicios (Elias *et al.*, 2014; Recuadro 4.4).

RECUADRO 4.4

Suministro público de agua en Alabama, Estados Unidos de América

Datos básicos

Servicios ecosistémicos	Abastecimiento Mejora del suministro de agua de extracción Calidad del agua limpia
Método de valoración	Coste de sustitución
Superficie	Cuenca del Converse Reservoir, Alabama, Estados Unidos de América (31 600 ha)
Año	2010

Fuente: Elias *et al.* (2014).

Elias *et al.* (2014) estimaron el valor económico del servicio ecosistémico proporcionado por un paisaje forestal en la mitigación del carbono orgánico total (COT), un contaminante del agua limpia. El estudio utilizó modelos hidrológicos robustos para simular los procesos de nutrientes de las cuencas hidrográficas y de los embalses bajo escenarios de urbanización progresiva para evaluar los efectos de la conversión de las tierras forestales en las concentraciones de COT de los embalses y, por tanto, el coste de la eliminación del COT durante el tratamiento del agua (es decir, el coste de sustitución).

Un cambio simulado de uso del suelo forestal a urbano provocó un aumento de la mediana mensual de las concentraciones de COT previstas en la fuente de captación de agua entre mayo y octubre del 33 al 49%. El tratamiento adicional del agua limpia es necesario cuando la concentración de COT en agua natural es superior a 2,7 miligramos por litro entre mayo y octubre. Utilizando los datos de 1992 para el uso del suelo preurbanizado, la simulación indicó que el agua limpia necesitaba ser tratada con carbón activado en polvo el 47% de los días. Con la urbanización simulada, el modelo indicaba que el agua limpia necesitaba un tratamiento adicional continuo. El Cuadro 4.3 muestra que el coste del tratamiento aumenta sustancialmente a medida que se extiende la urbanización.

CUADRO 4.3

Aumento estimado del coste de tratamiento debido al cambio de las condiciones de referencia (forestales) al uso del suelo urbano, Converse Reservoir, Alabama, entre 1992 y 2004

USD por día (52 km ²)	Volumen de agua tratada registrado	
	mínimo	máximo
nivel de referencia (1992)	1100	1360
urbanizado (2004)	5560	5920

Nota: Ajustado a dólares estadounidenses de 2020. Se mantuvo un rango de volúmenes mínimos y máximos para tener en cuenta la variabilidad registrada en la cantidad de agua tratada, que a su vez depende de las precipitaciones anuales.

Fuente: Adaptado de Elias *et al.* (2014).

Aunque los resultados mostrados en la Tabla 4.3 son específicos del embalse Converse Reservoir, la metodología puede aplicarse en otros lugares para estimar los valores de los servicios ecosistémicos asociados a diversos parámetros de calidad del agua.

Estos estudios pueden ser útiles para planificar intervenciones públicas en las que se pague un porcentaje fijo de los ingresos derivados de una tarifa a los propietarios de bosques que se comprometan a gestionar de forma sostenible los bosques y, por tanto, el agua.

Los **gastos defensivos** son los realizados para evitar o reducir los efectos de una externalidad negativa o para reducir o compensar los daños derivados de dicha externalidad. Por ejemplo, el dinero gastado por las comunidades costeras para mejorar sus casas con el fin de protegerse contra la creciente frecuencia y gravedad de los ciclones y las mareas de tempestad podría considerarse un gasto defensivo y, por tanto, utilizarse para estimar el servicio de protección proporcionado por los manglares (Masiero *et al.*, 2019). El Recuadro 4.5 ofrece un ejemplo del método de valoración del coste de los daños.

RECUADRO 4.5
Mitigación de los daños causados por las inundaciones en el Parque Nacional de Manadia (Madagascar)

Datos básicos

Servicios ecosistémicos	Regulación Mitigación de daños por agua Protección contra inundaciones
Método de valoración	Coste de los daños
Superficie	Cuenca del río Vohitra, Parque Nacional de Manadia, Madagascar (26 800 ha)
Año	1997

Source: Kramer *et al.* (1997).

Los bosques tropicales tienen un fuerte impacto en la dinámica de las inundaciones. Cada vez es más preocupante que las crecientes tasas de deforestación estén provocando mayores inundaciones en la mitad oriental de Madagascar, donde las lluvias monzónicas son especialmente intensas.

El objetivo de un estudio de Kramer *et al.* (1997) fue estimar los beneficios económicos de la reducción de las inundaciones derivadas de la creación del Parque Nacional de Manadia. El análisis siguió a un método de tres pasos, evaluando:

- La calidad del medioambiente (extensión de las inundaciones) y las intervenciones humanas (prácticas de uso del suelo, en particular la deforestación) que lo afectan. Las técnicas de teledetección permitieron rastrear los patrones de deforestación y el análisis hidrológico identificó los efectos de la deforestación.
- Los usos humanos del medio ambiente (agricultura) y la dependencia de las personas de la calidad del medioambiente (intensidad de las inundaciones y daños). Se modelaron varios parámetros: área, profundidad, duración, estacionalidad y frecuencia de las inundaciones.
- Cambios en el bienestar económico debido a una modificación en el uso del medioambiente (pérdida del excedente del productor). El valor monetario de la pérdida del excedente del productor se estimó utilizando un precio medio, neto de los costes de producción.

El Cuadro 4.4 muestra los resultados del estudio. Resultó útil para demostrar todo el impacto del establecimiento de una zona protegida y la importancia de mantenerla en el tiempo. Sin la protección del parque, se preveía que los bosques dentro de sus límites habrían desaparecido en 46 años.

CUADRO 4.4

Valor actual neto de la pérdida de rendimiento agrícola durante la vida del parque debido a las inundaciones de baja y alta intensidad

	Volumen mínimo de agua (inundación)	Volumen máximo de agua (inundación)
	USD	
Sin parque	83 127	1 090 982
Con parque	81 680	887 224
Diferencia	1 447	203 758

Nota: Ajustado a dólares estadounidenses de 2020.



Enfoques de la curva de demanda. El método de la curva de demanda, que tiene una larga tradición en economía, se basa en la estimación de mercados hipotéticos. Es útil para valorar los servicios ecosistémicos cuando no se dispone de valores de mercado y los enfoques basados en los beneficios y los costes son inviables o poco prácticos. El método consiste en inferir el valor de un servicio, definido como la disposición del consumidor a pagar por él, ya sea mediante la observación de los comportamientos (“preferencias reveladas”) o pidiendo a los encuestados que declaren preferencias hipotéticas (“preferencias declaradas”) (TEEB, 2010).

Las técnicas de **preferencia revelada** se basan en la observación de las elecciones individuales en los mercados existentes relacionados con el servicio ecosistémico que se valora. Estos mercados paralelos pueden ser:

- Los **gastos que se producen** para llegar a un lugar de recreo (es decir, el coste del viaje). En este enfoque, la disposición a pagar por visitar un sitio se estima en función del número de viajes que realizan los turistas y sus costes de viaje asociados (Masiero *et al.*, 2019).
- Los atributos medioambientales de los productos comercializados, como las viviendas (es decir, los **precios hedónicos**). Estos atributos, por ejemplo, la proximidad de una casa a un parque forestal, se reflejan en el precio del producto, y los cambios en la calidad de dichos atributos influyen en el precio de forma evaluable (TEEB, 2010).

Los métodos de **preferencia declarada** establecen que, cuando no se puede encontrar un mercado paralelo, se puede simular a través de encuestas sobre cambios hipotéticos en la prestación de servicios ecosistémicos (TEEB, 2010). En concreto, la **valoración contingente** utiliza cuestionarios para preguntar a las personas cuánto estarían dispuestas a pagar para aumentar o mejorar la prestación de un servicio ecosistémico o, alternativamente, cuánto estarían dispuestas a recibir para compensar su pérdida o degradación.

El objetivo de los **modelos de elección** es modelar los procesos de decisión de los individuos en un contexto determinado. En este método, los individuos tienen que elegir entre dos o más medios alternativos para proporcionar los atributos de los servicios ecosistémicos que se van a valorar (siendo uno de los atributos el dinero que la gente tendría que pagar por el servicio) (TEEB, 2010). Este método se ha utilizado,

por ejemplo, para estimar el valor de la protección de las aguas subterráneas frente a la contaminación en el sector del agua potable en Dinamarca, en comparación con el tratamiento para purificar el agua (Hasler *et al.*, 2005), pidiendo a los encuestados que elijan entre alternativas en las que los niveles de calidad del agua potable, la calidad del agua superficial y el precio varían sistemáticamente. El estudio reveló que la disposición a pagar por la protección de las aguas subterráneas era mayor que la disposición a pagar por el agua depurada, lo que coincide con la actual política danesa de aguas subterráneas.

Transferencia de beneficios. La transferencia de beneficios comprende métodos que se basan en el uso de los resultados de la investigación de estudios primarios preexistentes en uno o más sitios para predecir las estimaciones para otros sitios, normalmente no estudiados (Rolfe *et al.*, 2015).

INSTRUMENTOS POLÍTICOS Y DE MERCADO PARA INCENTIVAR LOS SERVICIOS HIDROLÓGICOS FORESTALES

Existe una “brecha de gobernanza” entre la planificación del uso del suelo y del agua (Bates, 2012), que afecta a la capacidad de establecer políticas integradas y herramientas de mercado que conecten los sectores forestal y del agua. Las empresas de agua, las centrales hidroeléctricas y los hogares suelen ser “beneficiarios gratuitos” de los servicios hidrológicos que proporciona la gestión forestal sostenible, beneficiándose de ellos sin compensar a los propietarios y gestores de los bosques (Obeng, Aguilar y Mccann, 2018).

Los gobiernos y los organismos públicos disponen de instrumentos financieros (“zanahorias”), reglamentarios (“palos”) e informativos (“sermones”) para satisfacer la creciente demanda de servicios ecosistémicos forestales. Aquí, la atención se centra principalmente en aquellas políticas e instrumentos basados en el mercado que pueden clasificarse como zanahorias, como recompensas, incentivos, pagos e inversiones para aumentar la prestación de servicios hidrológicos a partir de los bosques.

Las políticas e instrumentos basados en la zanahoria incluyen los pagos por los servicios ecosistémicos (PSE), definidos como la “transferencia de recursos entre actores sociales, cuyo objetivo es crear incentivos para alinear las decisiones individuales o colectivas de uso de la tierra con el interés social en la gestión de los recursos naturales” (Muradian *et al.*, 2010). Los pagos por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) representan una subcategoría de los PSE en la que los propietarios o gestores forestales reciben compensaciones por la prestación de servicios hidrológicos.

PSAH es un mecanismo prometedor para la distribución de beneficios y la cooperación entre los sectores forestal y del agua, especialmente en ausencia de un marco legislativo o de una gobernanza local que funcione (Schomers y Matzdorf, 2013). Sin embargo, en la práctica, el enfoque y la idoneidad de los PSAH en un contexto determinado deben evaluarse cuidadosamente (Engel, 2016) y, si se adoptan, deben aplicarse no como una solución aislada sino, más bien, como parte de una combinación de políticas de incentivos, restricciones legales y acciones de sensibilización (Barton *et al.*, 2017). Por lo tanto, los PSAH deben considerarse como parte de un proceso más amplio de gobernanza local participativa, más que como una alternativa basada en el mercado a una gestión gubernamental o comunitaria ineficaz (Van Hecken y Bastiaensen, 2010).

Tipos de esquemas de pago por los servicios hidrológicos de los bosques

Los mecanismos de PSAH pueden clasificarse en función del papel que desempeña el sector público, que puede ser como comprador de servicios hidrológicos (por ejemplo, una empresa pública de abastecimiento de agua) y como agente jurídico que proporciona un marco legal en el que los usuarios pueden o están obligados a compensar o pagar por los servicios de agua (por ejemplo, mediante la imposición de impuestos a las

centrales hidroeléctricas). La Figura 4.2 clasifica los cuatro tipos principales de modelo de gobernanza de los PSAH en función del papel del Estado: 1) pagos financiados por el usuario y no por el gobierno; 2) pagos financiados por el gobierno; 3) pagos conformes; y 4) pagos compensatorios (Leonardi, 2015).

FIGURA 4.2
Tipos de esquemas de pago por servicios ecosistémicos, por función del Estado
EL ESTADO SE INVOLUCRA
COMO REGULADOR

		NO	SÍ
EL ESTADO SE INVOLUCRA COMO COMPRADOR	NO	Pagos financiados por el usuario (enfoque Coaseano) y no financiados por el Gobierno (por ejemplo, caso de estudio Vittel)	Pagos conformes, por ejemplo, la mitigación y la banca de humedales en los Estados Unidos de América.
	SÍ	Pagos financiados por el Gobierno (enfoque Pigouviano), por ejemplo, esquemas agromedioambientales en la Unión Europea	Indemnizaciones por restricciones legales, por ejemplo, indemnizaciones a áreas de protección de aguas subterráneas

Fuente: Leonardi (2015), modificado de Matzdorf, Sattler y Engel (2013).

El Cuadro 4.5 muestra las principales tipologías de PSAH y sus subtipos, en función de su voluntariedad (si la demanda y la oferta son voluntarias o se hacen obligatorias mediante una regulación); el carácter directo (de la transferencia de beneficios entre el beneficiario y el proveedor); los objetivos y los impulsores (por ejemplo, la compensación de daños, el evitar impactos como el uso de productos químicos, o la prestación de servicios ecosistémicos adicionales mediante la mejora y el mantenimiento del estado de conservación de los recursos existentes); y los mecanismos de financiación empleados (Leonardi, 2015).

CUADRO 4.5
Tipos de esquemas de pago por servicios ambientales hidrológicos

Tipología de programa	Subtipo	Principales impulsores	Descripciones en los servicios forestales relacionados con el agua	Ejemplos
Público (no voluntario)	Compensación por restricciones legales	Mayor aceptación de las restricciones legales mediante compensación de los costes de oportunidad	Esquemas utilizados por los gobiernos para compensar a los agricultores o a los propietarios de los bosques por sus costes de oportunidad al aplicar determinadas restricciones a sus prácticas de gestión agrícola/forestal en una cuenca. Este enfoque se utiliza a menudo para mejorar la aceptación de la normativa o por motivos de equidad	Este tipo de programa es relativamente común en Europa, donde existen normativas medioambientales muy estrictas; muchos regímenes nacionales de pago en América Latina, como en Costa Rica, se consideran de esta categoría (Pagiola, 2008)

Continúa...

Tipología de programa	Subtipo	Principales impulsores	Descripciones en los servicios forestales relacionados con el agua	Ejemplos
Público (regulado)	Sistemas agroforestales	Suministro de bienes públicos, y puede cubrir parcialmente la adopción de prácticas de gestión	Este tipo es relativamente común en Australia, Europa y los Estados Unidos de América, y data de la década de 1970. Por lo general, se trata de esquemas de incentivos a escala nacional, con poca focalización o adicionalidad; dichos esquemas pueden incentivar la plantación de árboles, el mantenimiento de setos arbustivos, control de incendios y gestión forestal sostenible para la calidad del agua	El 90% de la financiación de la Unión Europea para los bosques procede del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER). En el período de programación 2007-2013, se asignaron aproximadamente 5 400 millones de euros del presupuesto del FEADER para cofinanciar medidas forestales, algunas de las cuales están relacionadas con el agua (Comisión Europea, 2020)
	Acuerdos bilaterales públicos	Suministro local de bienes públicos	Se trata de sistemas aplicados por organismos públicos en nombre de los contribuyentes, en los que los proveedores públicos o privados participan en un acuerdo de forma voluntaria. Los acuerdos son gestionados principalmente por los municipios o servicios públicos. El mecanismo de financiación es la asignación/transferencia presupuestaria directa, sin el uso de ningún mecanismo o política financiera innovadora	El Acuerdo de la Cuenca Hidrográfica de Nueva York es un ejemplo de entidad pública que establece, directamente, un acuerdo con los agricultores y propietarios forestales. El mecanismo de financiación es una simple asignación presupuestaria a un programa de cuencas hidrográficas impulsado por la propia ciudad (Grolleau y McCann, 2012). El Programa de reconversión de terrenos en pendiente de China, en vigor desde 1999, es el mayor esquema de pagos por servicios ecosistémicos del mundo; su objetivo es reducir la erosión del suelo, y se le han destinado casi 69 000 millones de USD a través del presupuesto central (Leshan <i>et al.</i> , 2017)
	Cobro por agua - acuerdos bilaterales públicos	Inversión en la calidad del agua - los clientes pagan por el uso del agua	Este mecanismo de financiación se basa en el cobro de un canon por el uso del agua, del que al menos una parte se distribuye a los “proveedores” de aguas arriba. Este tipo de esquemas son razonablemente comunes en todas las regiones	El esquema de pagos por servicios medioambientales forestales de Viet Nam consiste en cobrar a las centrales hidroeléctricas y a las empresas de suministro de agua por su uso. La mayoría de los esquemas de indemnización relacionados con el agua por servicios ecosistémicos en América Latina utilizan las tasas por el uso del agua como principal fuente de financiación
	Iniciativas de comercio regulado	Compensación reglamentaria	Se trata de esquemas que establecen sistemas de comercio de agua mediante la asignación de derechos de extracción que pueden venderse entre los usuarios, creando una asignación eficiente	Estos sistemas rara vez se aplican en el sector forestal. Los principales ejemplos son los esquemas de comercio de agua en Australia y los Estados Unidos de América en el sector agrícola, y suelen aplicarse a escala de cuencas hidrográficas (Heberling, García y Thurston, 2010; Mariola, 2012)
	Fondos garantizados	Incentivar las inversiones en infraestructuras verdes con tipos de interés inferiores a los del mercado	Estos fondos públicos aceptan intervenir para cubrir las obligaciones financieras de un prestatario para reembolsar a un prestamista en determinados supuestos. Una garantía también puede ser proporcionada por un tercero para que un prestatario pueda acceder a un préstamo. Esto puede incentivar las inversiones en empresas menos rentables, como las infraestructuras verdes	El Mecanismo de Financiación del Capital Natural del Banco Europeo de Inversiones está respaldado por una garantía de la Unión Europea (véase el Recuadro 4.9). Otros mecanismos financieros especializados que pueden proporcionar financiación mixta o en condiciones favorables para proyectos de infraestructuras verdes son el Fondo para el Medio Ambiente Mundial, el Fondo Verde para el Clima y los Fondos de Inversión en el Clima

Continúa...

Tipología de programa	Subtipo	Principales impulsores	Descripciones en los servicios forestales relacionados con el agua	Ejemplos
Voluntarios privados	Compensación de responsabilidad social de las empresas (RSE)	Compensación voluntaria de la huella hídrica de la RSE	Muchas empresas privadas financian proyectos de agua y bosques para ayudar a "ecologizar" sus imágenes y aplicar sus políticas de RSE. Muchos de estos proyectos carecen de una metodología limpia de compensación; muchos pueden caracterizarse como intervenciones ad hoc o puntuales	En estos esquemas suelen participar empresas privadas de bebidas, como Coca Cola y Bionade
	Asociaciones de beneficio múltiple	Mejorar la prestación de servicios hidrológicos mediante el mantenimiento y la mejora del capital natural	Estos esquemas suelen funcionar mediante un modelo de asociación en el que participan empresas privadas, reguladores públicos, organizaciones no gubernamentales y autoridades locales. Las asociaciones suelen estar gestionadas por organizaciones intermediarias que recaudan fondos de los beneficiarios y pagan directamente a los proveedores de servicios o ejecutan proyectos de restauración. Los acuerdos de asociación se realizan a nivel de la cuenca, donde los objetivos de conservación se alinean entre actores con diferentes intereses. Por lo general, se aplica un conjunto de acciones (por ejemplo, para la restauración de bosques) para proporcionar múltiples beneficios relacionados con, por ejemplo, la calidad del agua, la conservación de la biodiversidad y la adaptación al clima	En Kenia, el Proyecto de Esquema de Acción Integrado de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Lago Naivasha es una asociación entre el Fondo Mundial para la Naturaleza, CARE, las asociaciones de usuarios del agua de los alrededores del lago y las comunidades río arriba. Todos estos actores se han comprometido mediante un esquema de acción, y se paga a las comunidades río arriba para que restauren los bosques y eviten el uso de fertilizantes con el objetivo de aumentar la calidad del agua del lago (WWF, 2015)
	Fondos de inversión	Ahorro de costes operativos gracias a la inversión en infraestructura verde-gris	Se trata de fondos privados, como los bonos centrados en el medio ambiente, financiados por inversores de impacto o filantrópicos que invierten en proyectos de infraestructura verde-gris para cumplir sus misiones orientadas al impacto mientras también esperan un retorno de su inversión derivado de la reducción de los costes operativos	Bonos de resiliencia forestal, bonos verdes y bonos climáticos. Por ejemplo, el Climate Bonds Standard and Certification Scheme es un sistema de etiquetado para los bonos, que incluye una sección para los proyectos de infraestructura de agua verde

En la práctica, cada esquema de PSAH es una combinación única de entornos institucionales, normativas locales, actores clave, prácticas de gestión forestal y mecanismos financieros utilizados para transferir fondos de los beneficiarios a los proveedores del servicio o servicios ecosistémicos.

Los dos sistemas más comunes en el ámbito de los bosques y el agua son los cánones del agua y las asociaciones de beneficios múltiples. Los sistemas que aplican cánones por el uso del agua suelen basarse en un fondo normativo definido; han demostrado ser duraderos y capaces de movilizar cantidades consistentes de fondos a escala subnacional y nacional. Se considera que las asociaciones de beneficios múltiples son relativamente resistentes debido a su capacidad para valorar los beneficios adicionales, incluidos los aspectos sociales y los medios de vida, y para alinear a múltiples actores en un enfoque de gestión de los bosques y el agua en toda la cuenca (Bennett, Nathaniel y Leonardi, 2014; CEPE y FAO, 2018). Además de los cánones del agua y de las asociaciones de beneficios múltiples, está surgiendo una tendencia a incentivar la inversión en infraestructuras forestales y de agua.

Cánones del agua. Los usuarios de los servicios hidrológicos, como las empresas públicas y privadas de suministro de agua y las centrales hidroeléctricas, suelen depender directamente de recursos naturales como los acuíferos, las cuencas hidrográficas y los

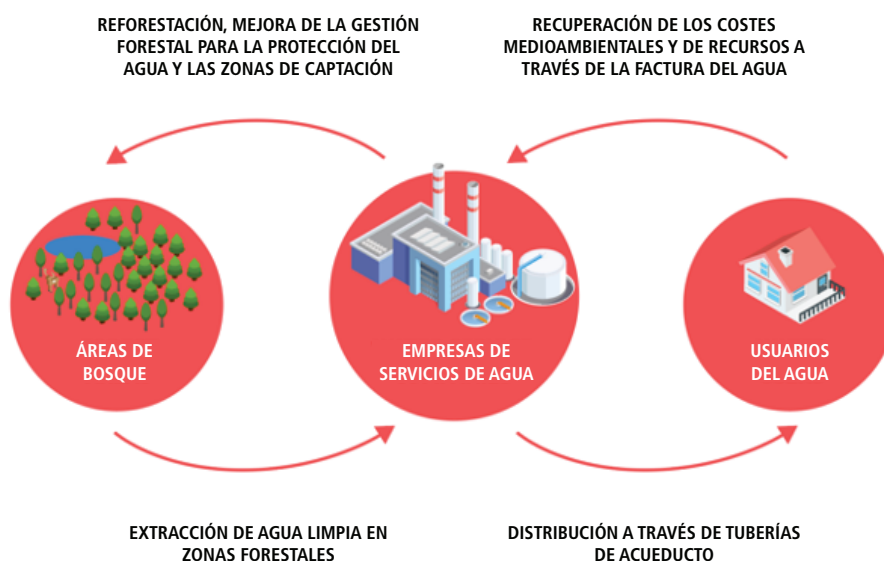
bosques. La degradación de los bosques y el aumento asociado de contaminantes y sedimentos pueden aumentar directamente sus costes operativos relacionados con el tratamiento del agua y la eliminación de sedimentos (Arias *et al.*, 2011; Bennett *et al.*, 2014). Para abordar esta cuestión de forma equitativa es necesario reunir a las comunidades de las zonas altas y a los beneficiarios de las zonas bajas. Las comunidades situadas aguas arriba suelen ser poblaciones rurales marginadas, que contribuyen a la degradación de las cuencas al ganarse la vida con la agricultura y la silvicultura. Las comunidades de aguas abajo se beneficiarían de la mejora de las prácticas de gestión de la tierra aguas arriba.

Para reducir la degradación, los gobiernos establecen normas destinadas a modificar las actividades de las comunidades situadas aguas arriba con el objetivo de proteger a las poblaciones urbanas situadas aguas abajo. Sin embargo, estas regulaciones suelen agravar la pobreza, la marginación y las prácticas ilegales de las comunidades río arriba. Una alternativa es cobrar un canon o una tasa sobre el agua como parte de las facturas de agua y electricidad de los hogares y las industrias, proporcionando así una base para los contratos bilaterales para pagar a las comunidades río arriba para que mejoren sus prácticas agrícolas y forestales y para compensarles por sus ingresos no percibidos (véase la Figura 4.3).

En muchos países, los gobiernos han integrado la legislación existente relacionada con el agua o los bosques con el uso de cánones sobre el agua. En algunos países, como Viet Nam, los gobiernos recaudan las tasas y utilizan los ingresos para financiar programas nacionales de gestión forestal y protección del agua (véase el Recuadro 4.6). Existen sistemas basados en cánones que implican a los sectores forestal y del agua en Asia (Bennett, 2016), Europa (Bennett y Leonardi, 2017), América Latina (De Paulo y Camões, 2020) y los Estados Unidos de América (Bennett *et al.*, 2014). Hay relativamente pocos esquemas de este tipo en África, aunque están aumentando (Sudáfrica tiene uno de los ejemplos más antiguos del continente; Cuadro 4.7). Los instrumentos del Fondo del Agua de The Nature Conservancy apoyan el establecimiento de mecanismos de PSE basados en tarifas y ofrece ejemplos regionales.

FIGURA 4.3

El concepto básico de pago de los servicios hidrológicos basados en cánones



RECUADRO 4.6

Esquema de pago por servicios ambientales hidrológicos en Viet Nam

Viet Nam fue el primer país de Asia en aplicar un esquema nacional de pagos por servicios ambientales hidrológicos, lo que el Gobierno de Viet Nam considera un gran avance para el sector forestal. Implementado en 2011, el esquema de Pagos por Servicios Medioambientales Forestales (PFES, por sus siglas en inglés), regulado por el Decreto 99, supuso alrededor del 22% del total de las inversiones del sector forestal en 2015. Los pagos se están canalizando a través de las facturas de agua y electricidad como resultado del Decreto 147/ND-CP de 2016, que modificó y complementó los artículos de un decreto anterior que establecía el PFES. En consecuencia, a partir del 1 de enero de 2017, el precio unitario de la electricidad aumentó de 20 a 36 VND por kWh para las plantas hidroeléctricas de electricidad comercial y de 40 a 52 VND por m³ para las plantas de suministro de agua limpia. Estos ajustes de precios aumentaron los ingresos de la PFES hasta unos 86,7 millones de USD al año, con nuevos aumentos potenciales para el sector forestal. El PFES financia los contratos de protección de los bosques, el tiempo del personal, los costes operativos y el desarrollo de capacidades para las actividades forestales; los ingresos de las juntas de gestión forestal, las áreas protegidas, los parques nacionales y las empresas forestales estatales; y el apoyo a los programas de desarrollo comunitario.

A pesar del éxito del esquema en la recaudación de fondos para la gestión forestal, sigue habiendo dudas sobre su eficacia y equidad. Una conclusión clave de un estudio sobre el esquema es que, independientemente de cómo se diseñe y seleccione el mecanismo de distribución de pagos, tiene que llevarse a cabo de forma participativa, donde se consulte adecuadamente a las partes interesadas y sus voces sean bien consideradas y tenidas en cuenta en la decisión final (Pham *et al.*, 2018).

RECUADRO 4.7

El programa sudafricano Working for Water

El programa sudafricano Working for Water (WfW), que se puso en marcha en 1995, está administrado por el Departamento Nacional de Asuntos Medioambientales. El programa ha permitido eliminar más de un millón de hectáreas de plantas exóticas invasoras en las cuencas montañosas, ha restaurado los regímenes naturales de incendios y el funcionamiento hidrológico, y ha proporcionado empleo y formación a unas 20 000 personas de entre los sectores más marginados de la sociedad sudafricana. A través de sus cánones, las empresas de suministro de agua y los municipios contratan a WfW para restaurar las cuencas que afectan a sus suministros de agua.

El éxito del programa se debe a una combinación de claros beneficios hidrológicos y beneficios sociales adicionales (Turpie, Marais y Blignaut, 2008; DEA, 2020). Aunque el programa WfW ha tenido éxito, los sistemas de pago por servicios ambientales hidrológicos no suelen mejorar los servicios hidrológicos en África porque la necesidad de centrarse en la reducción de la pobreza aumenta los costes de transacción. Estos regímenes también tienden a depender de los ingresos fiscales públicos generales para su financiación, en lugar de los pagos directos de los beneficiarios privados (Ferraro, 2009).

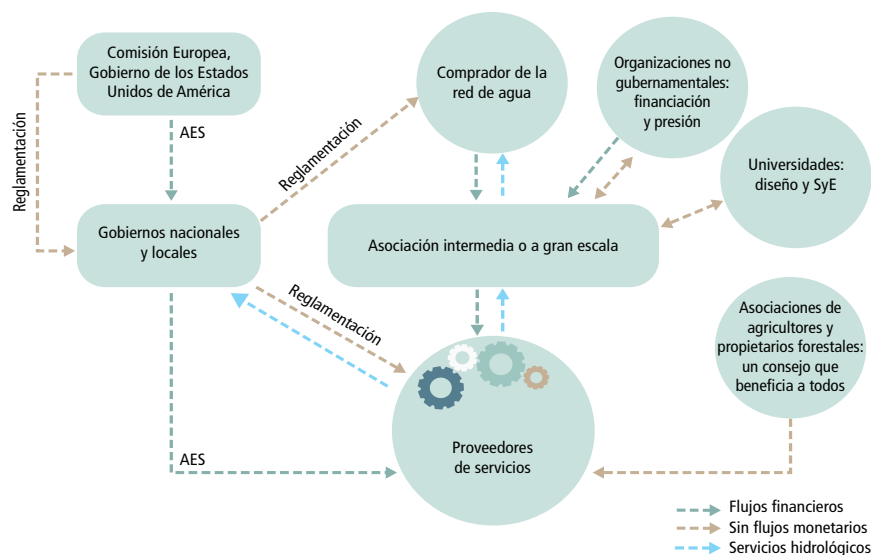
Asociaciones con múltiples beneficios. Este modelo (representado en la Figura 4.4) recibe diversos nombres en las publicaciones, como asociaciones de cuencas hidrográficas, asociaciones de cuencas, coinversiones y fondos de acción colectiva. Su principal característica es que se basa en un sistema de gobernanza local-nacional

participativo y colaborativo en el que los reguladores públicos, las autoridades locales, las empresas privadas, las organizaciones no gubernamentales y las asociaciones profesionales actúan conjuntamente, a menudo organizados bajo una organización paraguas, una asociación o una institución transversal, para mejorar la gestión de las cuencas. El modelo tiene los siguientes puntos de fuerza:

- **Acuerdos multilaterales.** Los contratos los firma más de una organización y, por tanto, difieren de una orientación de mercado y de una simple relación comprador-proveedor. Más bien, los contratos multiactores establecen una visión y un acuerdo comunes para la gestión de una cuenca hidrográfica o un bosque.
- **Múltiples fuentes de financiación.** Se utilizan varias fuentes de financiación a lo largo de las distintas fases de desarrollo de la asociación, y la financiación conjunta garantiza una mayor estabilidad y complementariedad entre las fuentes. Las subvenciones se utilizan en la fase de inicio, los pagos de los beneficiarios en la fase de ejecución y las inversiones público-privadas para la ampliación.
- **Beneficios adicionales.** Aunque las asociaciones de beneficios múltiples tienen como objetivo principal garantizar una calidad y cantidad adecuadas de agua, a menudo también aportan beneficios socioeconómicos y en materia de biodiversidad y carbono. Esto constituye el principal medio para obtener la participación de múltiples actores y la aceptabilidad del esquema.

Las redes y los enfoques de colaboración a nivel local son una característica común en los estudios de casos exitosos, en los que los reguladores, las empresas privadas, las autoridades locales y las organizaciones técnicas y de la sociedad civil comparten su experiencia, a través de la financiación compartida, para ofrecer esquemas de cuencas hidrográficas de alto nivel (CEPE y FAO, 2018).

FIGURA 4.4
Esquemmatización de un modelo de asociación



Nota: AES = esquemas agroambientales; MyE = monitoreo y evaluación.

Fuente: Leonardi (2015).

Invertir en los bosques como infraestructura natural

La demanda mundial de infraestructuras está creciendo, pero los gobiernos a menudo tienen dificultades para financiarlas; muchos gobiernos tampoco garantizan la aplicación de normas sociales y medioambientales estrictas. Por lo tanto, los gobiernos, el sector privado y las agencias de desarrollo están proporcionando cada vez más préstamos en condiciones favorables y fondos garantizados para acoplar proyectos de

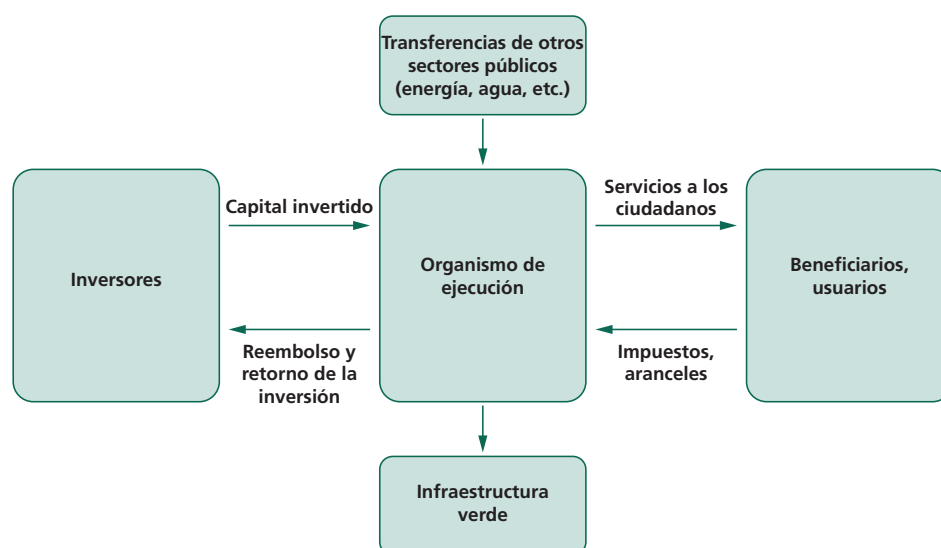
desarrollo de infraestructuras grises con infraestructuras verdes de manera que apoyen objetivos medioambientales y sociales más amplios, al tiempo que facilitan los desafíos de financiación. El Banco Mundial, por ejemplo, financió 81 proyectos con enfoques basados en la naturaleza entre 2012 y 2017; la mayor parte de esta infraestructura verde-gris implica a los bosques con el objetivo, por ejemplo, de mitigar la sedimentación de las presas, absorber las aguas pluviales urbanas y estabilizar las costas (Browder *et al.*, 2019).

Estos programas se desarrollan bajo una lógica de inversión, lo que significa que se espera que proporcionen un rendimiento financiero. En comparación con los típicos esquemas de PSE, los proyectos de inversión en infraestructuras verdes trabajan en asociación con fondos fiduciarios, fondos garantizados, bancos y otras instituciones financieras para proporcionar la liquidez necesaria para las inversiones relacionadas con los bosques (véase la Figura 4.5). En comparación con los negocios forestales típicos, en los que los ingresos se generan por la venta de madera, los proyectos de infraestructuras forestales proporcionan ahorros al reducir los costes operativos, como en el mantenimiento de las presas y la reparación del suelo; este es el factor clave para establecer acuerdos de inversión (Banco Europeo de Inversiones, 2019). Este modelo es útil cuando:

- los actores implicados tienen problemas de tesorería, con una liquidez reducida;
- el proyecto puede demostrar un ahorro significativo de costes gracias a la reducción de los costes operativos; y
- existen inversores de impacto o fondos garantizados que pueden asegurar tipos de interés por debajo del mercado.

En los Estados Unidos de América, los inversores privados pueden comprar “bonos de resiliencia forestal” para financiar la gestión de los bosques y el agua que reduce los costes operativos y aumenta el capital natural (véase el Recuadro 4.8).

FIGURA 4.5
Modelo de inversión en infraestructuras forestales

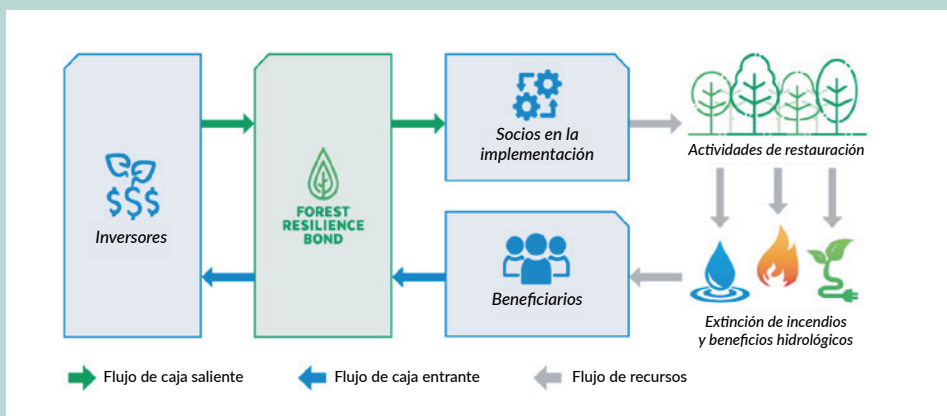


RECUADRO 4.8

Bonos de resiliencia forestal en los Estados Unidos de América

El Bono de Resiliencia Forestal es una asociación público-privada que permite la financiación de la restauración forestal en el oeste de los Estados Unidos de América con capital privado. En este sistema, los inversores aportan un capital inicial, en colaboración con los beneficiarios públicos y privados (como las empresas de suministro de agua y el Servicio Forestal de los Estados Unidos), y realizan pagos contratados en función de los beneficios relacionados con el agua y de otro tipo que aporte la restauración (véase la Figura 4.6). La oportunidad de inversión, desde el punto de vista financiero, técnico y operativo, se empaqueta en bonos, un instrumento financiero muy utilizado, para facilitar la participación de los inversores.

FIGURA 4.6

Representación esquemática de los flujos de caja y recursos en el marco de los bonos de resiliencia forestal

Fuente: www.forestresiliencebond.com

Principales fases del desarrollo de los esquemas de pago relacionados con el agua

A nivel mundial, las inversiones en los servicios ambientales hidrológicos relacionados con los bosques están ganando importancia como herramienta para lograr los objetivos de la política forestal-hídrica (Bennett, 2016), pero su diseño y gobernanza son complejos. Los principales retos son:

- la complejidad de elegir diseños de gobernanza adecuados (Engel, 2016);
- las barreras legales y de gobernanza (Hawkins, 2011);
- los costes de transacción para la creación y la gestión de los sistemas (Viani, Bracale y Taffarello, 2019);
- la adicionalidad y la permanencia de las intervenciones (Ezzine-De-Blas *et al.*, 2016);
- los efectos de fuga y equidad (Lopa *et al.*, 2012); y
- el monitoreo y la determinación de la eficacia de las prácticas de gestión forestal en la mejora de los indicadores de agua.

Por lo tanto, antes de embarcarse en un esquema de pagos, debe estudiarse detenidamente si es la opción política más adecuada. Engel (2016) proporcionó una guía útil para evaluar la idoneidad de los PSAH en un contexto determinado y seleccionar las características de diseño adecuadas, en función de los objetivos.

El diseño de un esquema de PSAH implica los siguientes diez pasos operativos:

1. **Identificar y definir un problema de calidad/cantidad de agua y su correspondiente “solución forestal”.** Establecer un vínculo claro entre los bosques (estructura biofísica), sus funciones ambientales primarias (por ejemplo, la fitodepuración y la retención de agua) y los servicios ecosistémicos que proporcionan (por ejemplo, la calidad del agua y la protección contra las inundaciones) (Brauman *et al.*, 2007). La concienciación suele ser necesaria antes de empezar a desarrollar un esquema de PSAH porque es esencial que las partes interesadas clave reconozcan el problema y el potencial del esquema de los PSAH para abordarlo.
2. **Identificar a los actores locales.** Es necesario conocer a todos los actores vinculados a los servicios hidrológicos. Estos pueden ser: los usuarios aguas abajo y otros que puedan verse afectados por la pérdida de un servicio de agua existente; los propietarios y gestores de tierras que proporcionan los servicios hidrológicos (o los responsables de la fuente de contaminantes difusos); las autoridades locales y los reguladores; y los intermediarios de confianza.
3. **Evaluar la viabilidad de un esquema de PSE.** ¿Hay compradores o pagadores dispuestos a pagar por los servicios ecosistémicos forestales relacionados con el agua? ¿Están los actores que se benefician de los bosques o que se ven afectados por la degradación de los mismos dispuestos a cooperar y a pagar por la mejora de las prácticas de uso de la tierra aguas arriba? ¿Está dispuesto el gobierno correspondiente a revisar o establecer nuevas normativas y a animar a los agentes privados a participar en la gestión de recursos de forma colaborativa y participativa?
4. **Realizar un análisis de costes y beneficios.** Es importante evaluar si el esquema podrá alcanzar sus objetivos teniendo en cuenta el presupuesto probable y la voluntad de pago de los beneficiarios. También es importante comprender el plazo y la escala geográfica en la que se pueden alcanzar los objetivos. Los incentivos y recompensas destinados a mejorar la gestión forestal solo pueden establecerse cuando el valor económico de los beneficios que se derivan de dicha mejora es claro y comprendido por las partes interesadas y los beneficiarios.
5. **Explorar las posibles ventajas para todos.** Considerar si la prestación de los servicios hidrológicos identificados también proporcionará otros servicios ecosistémicos, como la retención de carbono, la recreación y la biodiversidad y, de ser así, si existen mercados para ellos. Cuando existan compradores dispuestos, evaluar las posibilidades de desarrollar un sistema integrado y revisar la evaluación de costes y beneficios en consecuencia.
6. **Definir las funciones y responsabilidades.** Suponiendo que haya apoyo local para desarrollar un esquema de PSAH, definir las funciones y responsabilidades de los actores, establecer los límites y acordar las medidas, los costes asociados, los pagos y los plazos.
7. **Resolver cualquier problema legal.** Tener en cuenta las cuestiones legales, fiscales y reglamentarias que pueden surgir para los distintos actores, especialmente los que realizan o reciben pagos, como las implicaciones para los impuestos, los derechos de propiedad y el control de la contaminación.
8. **Establecer las especificaciones técnicas.** Desarrollar y acordar las especificaciones técnicas para el diseño y la gestión de las medidas forestales que se van a implementar (según lo identificado en los pasos anteriores). Estos deben garantizar la eficacia de las intervenciones forestales, incluso en términos de adicionalidad y de evitar las fugas.
9. **Formalizar los contratos de pago.** Redactar y finalizar contratos formales entre compradores y vendedores que cubran, entre otras cosas, las especificaciones técnicas de las medidas a aplicar, los plazos de entrega, las condiciones hídricas de referencia, los criterios de éxito, las necesidades de monitoreo, los pagos escalonados y las revisiones programadas.

10. **Controlar, evaluar y revisar.** La supervisión puede adoptar muchas formas, que varían mucho en cuanto a su coste. Debe abarcar aspectos biofísicos para verificar si las medidas forestales están proporcionando beneficios claros relacionados con el agua; aspectos sociales y económicos para comprobar cómo están afectando los pagos a las comunidades locales y otras partes interesadas; y aspectos de gobernanza y diseño para evaluar su eficacia y la necesidad o no de modificaciones.

La complejidad del desarrollo de un esquema de PSAH significa que requiere el compromiso firme y continuo de todos los actores.

¿Qué pueden hacer los gobiernos para facilitar el surgimiento, consolidación y madurez de los sistemas de pago por servicios hidrológicos?

Los gobiernos son cruciales para garantizar el éxito y la longevidad de los esquemas de PSAH; a continuación se describen las formas en que pueden apoyar dichos esquemas.

Desarrollar directrices nacionales, conjuntos de herramientas y mejores prácticas.

En muchos países, los profesionales locales se esfuerzan por encontrar información adecuada sobre los programas de PSAH en sus propios idiomas y adaptada a sus contextos locales. Los gobiernos pueden ayudar creando documentos de orientación claros que sirvan de base para el desarrollo de esquemas de PSAH a nivel nacional y subnacional. Por ejemplo, el Gobierno del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte publicó una guía nacional sobre los PSE, que incluía un anexo de buenas prácticas (DEFRA, 2013), que sirvió de base para el desarrollo de los PSE a nivel nacional y también en otros lugares de Europa. En América Latina, los gobiernos nacionales, con el apoyo de organizaciones internacionales, han cooperado para desarrollar la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua, un sitio web dedicado a la creación de “fondos de agua” en la región (véase el Cuadro 4.6, que también ofrece información sobre instrumentos creados por The Nature Conservancy y una base de datos de estudios de casos mantenida por Forest Trends).

CUADRO 4.6

Instrumentos y bases de datos sobre los regímenes de pago por servicios ambientales hidrológicos

Propietario	Tipo	Fuente
Nature Conservancy	Instrumentos con una base de datos de estudios de casos, formación y una red en línea dedicada	www.waterfundstoolbox.org
Forest Trends	Base de datos en línea con estudios de casos	www.forest-trends.org/about-our-project-data
Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua	Instrumentos con una base de datos de estudios de casos, formación y una red en línea dedicada a América Latina	www.fondosdeagua.org

Establecer marcos legales que permitan y favorezcan los servicios hidrológicos.

Los usos domésticos e industriales del agua, por ejemplo, el riego, la generación de hidroelectricidad y el agua limpia, deberían incluir impuestos/cargos verdes en las facturas de agua/energía para reinvertirlos en la protección de las cuencas forestales. En todo el mundo, los regímenes de PSAH han surgido cuando se ha proporcionado un marco legal sólido a través de la acción gubernamental. En la mayoría de los casos, estos marcos se han incluido en leyes integrales del agua y, por lo tanto, proporcionan un enfoque holístico a la gestión de las cuencas hidrográficas. El Cuadro 4.7 muestra ejemplos de legislación que creó tasas por servicios ambientales hidrológicos para ayudar a pagar la gestión de las cuencas forestales.

Nota: El decreto de Viet Nam es una traducción no oficial del original.

CUADRO 4.7

Ejemplos de legislación que incluye cánones del agua para la gestión de las cuencas forestales

Lugar	Legislación	Artículos que detallan los cánones relacionados con el agua
Unión Europea	Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco en el ámbito de la política de aguas (CE, 2000)	"Artículo 9: Recuperación de los costes de los servicios hidrológicos. 1. Los Estados miembros tendrán en cuenta el principio de la recuperación de los costes de los servicios hidrológicos, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos, a la vista del análisis económico y en particular de conformidad con el principio de que quien contamina paga".
Colombia	Decreto 1900/2006 y su modificación (MADS, 2006)	"Artículo 1: Todo proyecto que involucre en su ejecución el uso de agua tomada directamente de fuentes naturales y que esté sujeto a la obtención de licencia ambiental, deberá destinar el 1% del total de la inversión a la recuperación, conservación, preservación y vigilancia de la cuenca hidrográfica que alimenta la respectiva fuente hídrica."
Perú	Ley n.º 28823 Creación del Fondo Nacional del Agua FONAGUA (Gobierno del Perú, 2006)	"Artículo 1: Créase el Fondo Nacional del Agua FONAGUA con la finalidad de promover la gestión sostenible e integrada de los recursos hidrológicos. Artículo 3: Los recursos económicos de FONAGUA están constituidos por: a) El 2% del componente "Ingresos Juntas de Usuarios" a que se refiere el artículo 8º del Reglamento de Tarifas y Cuotas por el Uso de Agua aprobado por Decreto Supremo n.º 003-90-AG; b) El 3% de los fondos provenientes del cobro por las tarifas por uso de agua con fines no agrarios. [...]"
Costa Rica	Decreto 32868 (Gobierno de Costa Rica, 1997)	"Artículo 1: El canon por aprovechamiento del agua debe utilizarse como instrumento económico para la regulación del aprovechamiento y administración del agua, que permita la disponibilidad hídrica para el abastecimiento confiable en el consumo humano y el desarrollo socio económico del país y además la generación de recursos económicos para financiar a largo plazo una gestión sostenible del recurso hídrico en Costa Rica."
Viet Nam	Decreto 147/2016/ND-CP que modifica el 99/2010/ND-CP Política de pago de la tasa por servicios medioambientales forestales (Gobierno de Viet Nam, 2016)	"Los beneficiarios de los servicios de medio ambiente forestal deberán pagar las tasas de servicio a los proveedores de servicios. 1. Para los establecimientos de generación de energía hidroeléctrica: La tasa de servicio medioambiental forestal que deben pagar los establecimientos de generación hidroeléctrica es de 36 VND por kWh de electricidad comercial. La cantidad de electricidad utilizada para calcular el importe del canon pagadero es el vendido por un establecimiento de generación hidroeléctrica a los compradores de electricidad en virtud de contratos de comercio de electricidad; 2. Para los establecimientos de producción y suministro de agua limpia: la tasa de servicio ambiental forestal que deben pagar los establecimientos de producción y suministro de agua limpia es de 52 VND por metro cúbico de agua comercial. El volumen de agua utilizado para calcular el importe del canon exigible es el vendido por un establecimiento de producción y suministro de agua limpia a los consumidores".

Establecer un pequeño programa de financiación para actividades piloto. La fase de puesta en marcha de un esquema de PSAH (o de cualquier esquema de PSE) probablemente requiera un tiempo y unos recursos considerables. Los costes de puesta en marcha suelen considerarse más elevados que los costes generales de transacción y funcionamiento y pueden influir directamente en la eficacia de un esquema (Wunder, 2007). Puede ser posible cubrir, al menos en parte, los costes de puesta en marcha con la ayuda de fondos internacionales en forma de subvenciones para estudios de viabilidad, monitoreo medioambiental y actividades participativas. Organizaciones no gubernamentales internacionales como WWF, The Nature Conservancy y Forest Trends tienen programas de apoyo específicos que pueden proporcionar asistencia técnica y financiación inicial.

En algunos casos, los gobiernos han creado programas financiados diseñados para apoyar sistemáticamente los procesos nacionales de aprendizaje y el desarrollo de capacidades. El Gobierno del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, por ejemplo, encargó tres rondas de pilotos de investigación de PSE entre 2012 y 2015 para probar la aplicación práctica del concepto en nuevos contextos. Los 16 proyectos piloto, que abordan una serie de hábitats, servicios y escalas espaciales, se encargaron tras procesos de licitación, y cada uno de ellos recibió subvenciones de unos 30 000

USD para financiar estudios de viabilidad y costes de puesta en marcha. Los proyectos basados en las cuencas hidrográficas fueron los que mostraron un mayor potencial, por ejemplo, al ofrecer mejoras rentables de la calidad del agua. La prueba piloto fue una valiosa experiencia de aprendizaje para las partes interesadas y los gobiernos en desarrollar conceptos viables de PSE; destacó el importante papel de los gobiernos en el desarrollo de métricas y marcos que proporcionen garantía y confianza para la inversión (DEFRA, 2016).

Crear un fondo nacional de inversión público-privado. Los esquemas de PSAH son herramientas relativamente nuevas, y su rendimiento de la inversión puede no ser siempre claro o predecible. Por lo tanto, los proyectos de infraestructuras forestales y de agua pueden tener dificultades para atraer a coinversores o donantes que no comprendan los riesgos que conllevan. El Programa de la Unión Europea para el Medio Ambiente y la Acción Climática ha creado un fondo de garantía para incentivar al Banco Europeo de Inversiones a participar en proyectos de infraestructura verde y gestión forestal sostenible. Esto ayudará al banco a asumir el riesgo de proyectos muy innovadores y ofrecerá tipos de interés por debajo del mercado para proyectos del orden de 10 a 20 millones de USD (Banco Europeo de Inversiones, 2019); el banco también ha creado el Mecanismo de Financiación del Capital Natural para apoyar este tipo de inversiones (véase el Recuadro 4.9).

RECUADRO 4.9

El Mecanismo de Financiación del Capital Natural del Banco Europeo de Inversiones

En el sector de la conservación crece el interés por las formas innovadoras de financiación mixta, es decir, por los mecanismos de financiación que implican la integración de fondos de diferentes fuentes y carácter, combinando a menudo inversiones públicas y privadas. El Mecanismo de Financiación del Capital Natural (NCFF, por sus siglas en inglés), puesto en marcha por la Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea y el Banco Europeo de Inversiones, se dedica a apoyar proyectos innovadores de conservación del capital natural y la aplicación de soluciones basadas en la naturaleza. El NCFF busca nuevos proyectos basados en la UE para financiar infraestructuras verdes, pagos por los servicios ecosistémicos, fondos de compensación ambiental y actividades empresariales respetuosas con la biodiversidad. Entre los proyectos de infraestructura forestal y verde existentes se incluye uno para aumentar la absorción de aguas pluviales en Atenas (Grecia) y otro para convertir las plantaciones monoculturales en bosques multifuncionales en Irlanda. La instalación tiene dos componentes:

1. Un servicio de asistencia técnica que ofrece financiación no reembolsable para la preparación, ejecución, monitoreo y evaluación (hasta 1 millón de EUR).
2. Un servicio financiero flexible que proporciona préstamos o inversiones en forma de deuda o capital (de 2 a 15 millones de USD) por un máximo del 75% del coste del proyecto. El uso de esta herramienta tiene varias ventajas, entre ellas:
 - aumento del número de préstamos disponibles a tipos inferiores a los del mercado;
 - disminución del riesgo de inversión gracias al fondo de garantía de la Comisión Europea; e
 - integración del apoyo financiero con la ayuda externa a través de la financiación a fondo perdido.

El servicio de asistencia técnica se considera una herramienta preparatoria paralela a la fase de inversión. El fondo está en fase piloto desde 2017 y acogerá proyectos hasta finales de 2021.

Fuente: www.eib.org/en/products/blending/ncff/index.htm

Crear un vínculo con los programas de protección social y medios de subsistencia.

Especialmente en los países en desarrollo, han surgido esquemas que pretenden combinar los objetivos de protección del medioambiente con la inclusión social y la mejora de los medios de vida en las zonas rurales y forestales marginadas.

Por ejemplo, en la cuenca hidrográfica de Kulekhani (Nepal), un mecanismo de reparto de los ingresos pretende evitar la sedimentación de la presa en un esquema hidroeléctrico y aportar fondos anuales para la comunidad para, por ejemplo, suministrar electricidad a los hogares, construir nuevas carreteras y apoyar la educación de los niños. Sin embargo, el esquema ha sido cuestionado por no cumplir sus objetivos medioambientales y por cuestiones políticas locales (Khatri, 2012).

En el valle del Serchio, en la Toscana (Italia), se creó un esquema de monitoreo de las cuencas forestales para implicar a los propietarios de los bosques en la limpieza de los cursos de agua y la restauración de la vegetación ribereña como medio para mitigar las inundaciones y la erosión de las laderas. El esquema ha tenido éxito gracias a sus claros beneficios adicionales: proporciona a los propietarios de los bosques una fuente adicional de ingresos y una alternativa rentable a las intervenciones centralizadas de las autoridades del agua. Un mecanismo de pago por resultados ayuda a mantener el rendimiento y el compromiso de los propietarios forestales y garantiza un monitoreo adecuado y la consecución de los objetivos medioambientales.

La provisión de beneficios sociales adicionales es una característica clave para el éxito de los esquemas de PSAH, pero estos no deben distraer la atención del objetivo principal, que es mejorar la provisión de servicios hidrológicos a través de la gestión forestal. Debe evitarse una fuerte implicación y dependencia política, y deben establecerse pagos por resultados y sistemas de monitoreo eficaces para garantizar la consecución de los objetivos del proyecto relacionados a los ecosistemas.

GESTIÓN DE COMPENSACIONES Y SISTEMAS DE AYUDA A LA TOMA DE DECISIONES

Los bosques se enfrentan a demandas contradictorias por los servicios ecosistémicos que prestan. La mayoría de los servicios ecosistémicos son interdependientes y sus relaciones pueden ser no lineales (Heal *et al.*, 2001); por lo tanto, comprender sus interacciones puede ser un reto (Tallis *et al.*, 2008). No obstante, es necesario comprender los vínculos entre los servicios ecosistémicos y su gestión para poder tomar decisiones eficaces.

Existen varios términos para referirse a las relaciones entre los servicios ecosistémicos, como asociaciones y paquetes (Mouchet *et al.*, 2014), pero, en la mayoría de los casos, estas relaciones se enmarcan como compensaciones y sinergias (Raudsepp-Hearne, Peterson y Bennet, 2010). En este sentido, “compensación” significa que el aumento de un servicio ecosistémico provoca una disminución de otro u otros servicios ecosistémicos. Por ejemplo, el aumento de las reservas de carbono en un bosque puede provocar una disminución del rendimiento hídrico. La “sinergia” se refiere a las situaciones en las que la gestión para aumentar la provisión de un servicio del ecosistema también aumenta la provisión de uno o más de otros. Por ejemplo, la vegetación fluvial, si se gestiona y conserva adecuadamente, puede tanto aumentar la calidad del agua como mejorar la calidad del hábitat para las especies acuáticas y anfibias.

Las compensaciones y sinergias en los servicios ecosistémicos surgen de las propiedades biofísicas de los ecosistemas y sus limitaciones asociadas, pero también están vinculadas a las dimensiones socioeconómicas. Las partes interesadas pueden diferir en sus necesidades o preferencias por los servicios ecosistémicos debido a los diferentes contextos, culturas o escalas. Además, los factores políticos, institucionales, culturales y económicos externos pueden influir en la gestión eficiente de los servicios ecosistémicos, impidiendo o permitiendo las compensaciones y sinergias (Cavender-Bares *et al.*, 2015).

Las compensaciones y sinergias pueden surgir en diferentes dimensiones y escalas (Rodríguez *et al.*, 2006), como se indica a continuación:

- escala espacial: cuando se pueden identificar desfases espaciales entre la oferta y la demanda de servicios ecosistémicos; por ejemplo, los efectos de las interacciones entre los servicios ecosistémicos se perciben a nivel local o en lugares más distantes;
- escala temporal: cuando los efectos de las interacciones entre los servicios ecosistémicos difieren a lo largo del tiempo, y pueden identificarse desfases temporales; y
- reversibilidad: la probabilidad de que un servicio del ecosistema pueda volver a su estado original después de una perturbación.

También pueden observarse compensaciones y sinergias en diferentes estados, como una mayor o menor oferta, del mismo servicio ecosistémico como resultado de factores externos independientes (Bennett, Peterson y Gordon, 2009).

La evaluación de la economía de los ecosistemas y la biodiversidad (TEEB, 2010) propuso una clasificación utilizando una terminología similar a la sugerida por Rodríguez *et al.* (2006) para la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, pero enmarcado en términos de beneficios y costes económicos. Implica compensaciones entre los beneficiarios, que pueden ser “perdedores” o “ganadores” en función de quién asuma el coste o los beneficios del servicio ecosistémico (Mouchet *et al.*, 2014). Por ejemplo, los agricultores de las zonas altas pueden aumentar la producción agrícola y, por tanto, sus ingresos, incrementando los insumos químicos (por ejemplo, los fertilizantes), pero esto puede generar costes para las comunidades de las zonas bajas y reducir su acceso al agua limpia.

Las compensaciones son inherentes al suministro de servicios hidrológicos, que pueden variar en términos de cantidad, calidad, ubicación y disponibilidad en el tiempo (Brauman *et al.*, 2007). Por lo tanto, se necesita una sólida comprensión de las relaciones entre los servicios ecosistémicos para optimizar las decisiones sobre el uso de la tierra y las sinergias y para evitar compensaciones no deseadas, cambios inesperados en el suministro de servicios ecosistémicos y oportunidades perdidas para apoyar las interacciones sinérgicas y las soluciones de gestión beneficiosas para todos. Esta comprensión debe integrarse en un marco de apoyo que integre políticas e iniciativas en consonancia con la evolución de la demanda social de servicios ecosistémicos basados en los bosques.

Por lo general, en las políticas y entre los responsables políticos no se reconoce que los árboles y los bosques desempeñan un papel en el reciclaje del agua; por lo tanto, los árboles y los bosques se consideran a menudo como usuarios finales y no como parte de un sistema mayor que redistribuye el agua (Springgay, 2015). La optimización de las compensaciones entre el uso del agua, el rendimiento hídrico y los servicios ecosistémicos relacionados con los bosques requiere el fortalecimiento de la interfaz entre la comunidad científica, los poseedores de conocimientos y los responsables políticos, desarrollando así la capacidad y reforzando el uso de la ciencia y los conocimientos en la elaboración de políticas sobre las interacciones entre los bosques y el agua.

La mayoría de los estudios sobre el nexo bosque-agua y las interacciones entre los servicios ecosistémicos han investigado el rendimiento y la calidad del agua a diferentes escalas, considerando tanto las compensaciones como las sinergias entre los usos de la tierra y los servicios ecosistémicos, con especial referencia al rendimiento maderero y la retención de carbono y, en menor medida, la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, los servicios hidrológicos van mucho más allá del rendimiento del agua; incluyen aspectos como la retención del suelo, el enfriamiento de la superficie de la tierra, la gestión de la salinidad del suelo, la protección de las barreras físicas y de las zonas ribereñas, los beneficios de la biodiversidad del agua dulce, la infiltración y la recarga de las aguas subterráneas, y la contribución a los patrones de precipitación. Muchos de ellos son poco discutidos en la documentación científica sobre compensaciones y sinergias (Malmer *et al.*, 2010; Creed *et al.*, 2016; 2019).

Equilibrar los servicios ecosistémicos, el bienestar humano, los medios de vida y la mitigación de la pobreza

Las estrategias de gestión de los ecosistemas y de la tierra implican la toma de decisiones, no solo entre los diversos usos de la tierra y los servicios ecosistémicos, sino también entre los grupos de la sociedad (por ejemplo, las comunidades aguas arriba y aguas abajo, las generaciones actuales y futuras, los usuarios de los recursos locales y la comunidad mundial) (Vira *et al.*, 2012; Lehmann *et al.*, 2014). Las opciones de uso y gestión de la tierra pueden exacerbar las compensaciones al alterar las interacciones socioambientales, afectar a los usuarios de los recursos locales y aumentar la vulnerabilidad de determinados grupos o miembros de la comunidad (Kerr *et al.*, 2007; Goldman-Benner *et al.*, 2012). Este puede ser el caso, en particular, de la asignación de los beneficios y costes de los servicios ecosistémicos, especialmente si los procesos de gobernanza están mal concebidos (Lehmann, Martin y Fisher, 2018). Cualquier estrategia de gestión de los ecosistemas implica costes de oportunidad (Tallis *et al.*, 2008), y las partes interesadas dentro del sistema están expuestas de forma diferencial a estos (Vira *et al.*, 2012). Del mismo modo, los individuos y los grupos pueden percibir los beneficios de los servicios ecosistémicos de forma diferente debido a las diferencias en su acceso, conocimientos, normas y valores y a los contextos circundantes e individuales (Daw *et al.*, 2011; McDermott, Mahanty y Schrekenberg, 2013). Ronnback, Crona e Ingwall (2007) informaron de que, aunque los habitantes de los pueblos costeros de Kenia hacen uso de una amplia gama de servicios ecosistémicos proporcionados por los manglares, los individuos perciben estos servicios de forma diferente dependiendo de su pueblo natal, su género y sus medios de vida.

Las decisiones de gestión que modifican la prestación de los servicios ecosistémicos pueden afectar a las personas de forma diferente, generar compensaciones entre ellas y, en última instancia, crear ganadores y perdedores. Por ejemplo, la creación de una zona protegida para los manglares puede tener efectos negativos sobre los pescadores y los recolectores de leña, que pueden perder, al menos, parte de sus medios de vida pero que podría aumentar los ingresos y las oportunidades de empleo en el sector turístico (Daw *et al.*, 2011).

Existen lagunas de conocimiento sobre cómo el bienestar de determinados grupos de personas se ve afectado por las compensaciones entre los servicios ecosistémicos. Los costes y beneficios de los servicios ecosistémicos suelen considerarse en términos de su valor social total, es decir, agregados a un nivel regional o superior, sin tener en cuenta cómo los diferentes grupos pueden compartir los costes y beneficios (Kovács *et al.*, 2015; Robinson, Zheng y Peng, 2019). La mayoría de los intentos de evaluar y cuantificar los servicios ecosistémicos no desglosan a los beneficiarios ni diferencian entre los grupos de interesados a diferentes escalas (Lau *et al.*, 2018). Los valores agregados proporcionan información importante para comprender las opciones políticas y evaluar las compensaciones biofísicas (Zheng *et al.*, 2016), pero pueden ser inapropiados para diseñar esquemas de PSAH específicos e identificar dónde se producen las compensaciones (Robinson, Zheng y Peng, 2019). La relación directa entre los servicios ecosistémicos y el bienestar humano puede medirse mejor a escala local, como una comunidad o un hogar, y esto puede permitir mejorar la eficiencia e incorporar múltiples dimensiones de equidad social en las políticas sobre servicios ecosistémicos (McDermott, Mahanty y Schrekenberg, 2013; Pascual *et al.*, 2014).

A la hora de diseñar y aplicar los mecanismos de valoración de los servicios ecosistémicos, incluso en los esquemas de los PSAH, es necesario identificar cuidadosamente las compensaciones para garantizar tanto la protección de los recursos naturales como la seguridad de los medios de subsistencia. Los instrumentos basados en el mercado, como los PSAH, podrían constituir nuevas estrategias para explotar las sinergias entre los servicios ecosistémicos, pero es poco probable que eliminen las compensaciones que caracterizan muchas decisiones sobre el uso de los recursos

(Redford y Adams, 2009). El análisis económico (Carpenter *et al.*, 2009) y el análisis de decisiones con criterios múltiples (Vogdrup-Schmidt *et al.*, 2017) pueden ayudar a tratar las compensaciones, pero una dependencia excesiva de los enfoques técnicos puede descuidar la dimensión política de la negociación y la integración de diferentes visiones (Friend y Blake, 2009). Esto sugiere que las consideraciones de equidad social deberían integrarse en la gestión de los servicios ecosistémicos, aunque existe el riesgo de que dichas consideraciones queden ocultas por el enfoque en la eficiencia económica que caracteriza a algunos esquemas de PSE (Pascual *et al.*, 2014).

El diseño de los esquemas de los PSAH requiere la desagregación de los servicios ecosistémicos y sus valores, así como la negociación con múltiples partes interesadas con posiciones diferentes y a veces conflictivas (Hope *et al.*, 2007). Los enfoques de ayuda a la toma de decisiones y las herramientas de toma de decisiones pueden ayudar a crear y negociar acuerdos y mecanismos eficaces.

El proceso de toma de decisiones

Los propietarios, usuarios y gestores de los bosques deben considerar las compensaciones y sinergias que surgen de las decisiones específicas de gestión, por ejemplo, las políticas, los esquemas y las inversiones). El proceso de toma de decisiones deberá adaptarse en función del número de partes interesadas, de las diferencias en sus objetivos, intereses y percepciones, de su nivel de participación deseado (véase Germain, Floyd y Stehman, 2001) y de los modelos y métodos adoptados para valorar los escenarios. Una vez definidas las jerarquías de decisión y asignado un papel a cada servicio ecosistémico considerado, es necesario abordar las compensaciones y sinergias en la valoración y la toma de decisiones.

Incluir la valoración de los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones

La TEEB (2010) propuso un enfoque por etapas citado por Masiero *et al.* (2019) para la valoración de los servicios ecosistémicos y su inclusión en la toma de decisiones. A continuación se describen los tres pasos principales.

1. **Obtener la información necesaria para identificar y evaluar cada servicio del ecosistema.** Considerar y tomar medidas para involucrar a toda la gama de partes interesadas que influyen o se benefician del servicio del ecosistema afectado.
2. **Definir y aplicar métodos de valoración adecuados para explicitar el valor económico de cada servicio de los ecosistemas.** Este paso también implica el análisis de los vínculos en el espacio y el tiempo que afectan a cuándo y dónde se realizan los costes y beneficios de determinados usos de la biodiversidad y los ecosistemas (por ejemplo, de lo local a lo global, de los usos actuales a los futuros, de las aguas arriba a las aguas abajo y de lo urbano a lo rural) para ayudar a enmarcar los impactos distributivos de las decisiones. La valoración se utiliza mejor para evaluar las consecuencias de los cambios en la prestación de servicios ecosistémicos derivados de diferentes opciones de gestión (escenarios) que para intentar estimar el valor total de los ecosistemas (TEEB, 2010). Los escenarios pueden considerar soluciones alternativas mutuamente excluyentes, así como posibles desarrollos futuros derivados de una solución dada como consecuencia de diferentes factores e impulsores internos y externos. Se pueden adoptar varios enfoques para construir escenarios y analizar los servicios ecosistémicos, algunos de los cuales pueden aplicarse juntos de forma complementaria, en lugar de como enfoques independientes. Entre dichos resultados figuran las siguientes.
 - ▷ Técnicas participativas: Lynam *et al.* (2007) proporcionaron una revisión de las herramientas para incorporar los conocimientos, preferencias y valores de la comunidad en la gestión de los recursos naturales.
 - ▷ Opinión de los expertos: los profesionales con experiencia en los efectos económicos de los servicios ecosistémicos proporcionan insumos y esbozan los impactos esperados de los cambios de política, por ejemplo, a través de

- grupos de discusión o utilizando el método Delphi (véase Mukherjee *et al.*, 2015) (Masiero *et al.*, 2019).
- ▷ **Análisis de casos similares:** especialmente cuando la recopilación de datos primarios específicos del lugar es costosa, un método alternativo muy popular es realizar una transferencia de beneficios que implique la aplicación de las estimaciones del valor económico en un lugar a otro similar en otro emplazamiento (Plummer, 2009).
 - ▷ **Modelización:** esto podría implicar el uso de herramientas específicas para la modelización de los servicios ecosistémicos y de programas informáticos para apoyar y mejorar la toma de decisiones y la planificación (véase más abajo).
 - ▷ **Enfoques mixtos:** se utiliza una combinación de dos o más de estos enfoques (Masiero *et al.*, 2019).

3. Capturar el valor de los servicios ecosistémicos. Se puede captar el valor de los servicios ecosistémicos y buscar formas de superar su infravaloración utilizando instrumentos políticos técnica y económicamente sólidos y fundamentados. Estos instrumentos pueden incluir cambios en las subvenciones y los incentivos fiscales, el cobro de tasas por el acceso y el uso, los pagos por servicios ambientales, la inclusión de la biodiversidad en las estrategias de reducción de la pobreza y de adaptación y mitigación del cambio climático, la creación y el refuerzo de los derechos de propiedad y las responsabilidades y el ecoetiquetado y la certificación voluntarios. La elección de las herramientas dependerá del contexto y deberá tener en cuenta el coste de su aplicación.

A continuación, presentamos un enfoque más operativo del uso de los sistemas de ayuda a la toma de decisiones para gestionar las compensaciones y sinergias en la gestión de los bosques y el agua.

Sistemas de ayuda a la toma de decisiones para la gestión de los bosques y el agua.

Aunque existen muchos modelos y una serie de programas informáticos para apoyar las decisiones en el ámbito forestal, la mayoría son herramientas para la valoración de los servicios biofísicos de los ecosistemas que simulan varios escenarios y que proporcionan resultados cuantitativos. Por lo tanto, estos sistemas de ayuda a la toma de decisiones¹³ deben utilizarse junto con otras técnicas, como los enfoques participativos, para garantizar unas decisiones sólidas y completas. Esto incluye también la consideración de los factores socioeconómicos, que a veces son difíciles de estimar. En relación con esto, una referencia útil es una guía para los responsables de la toma de decisiones de Ranganathan *et al.* (2008).

La literatura científica hace referencia a muchos paquetes de software y herramientas para la valoración de los servicios ecosistémicos, desde los más generales hasta los más específicos. Hemos revisado 108 sistemas de ayuda a la toma de decisiones en materia de gestión forestal para identificar aquellos que abordan específicamente los objetivos de gestión forestal relacionados con los servicios hidrológicos. Doce sistemas (alrededor del 11% del total) tenían objetivos de gestión relacionados con el agua, principalmente la calidad del agua y la recarga de las aguas subterráneas. Cuatro de los que tienen objetivos relacionados con el agua permiten el análisis a nivel regional o nacional, es decir, a una escala espacial adecuada para apoyar las decisiones a escala de las cuencas hidrográficas (la mayoría de los sistemas funcionaban a nivel local o de paisaje). El Cuadro 4.8 describe estas cuatro herramientas, que se consideran adecuadas para la gestión de las compensaciones y sinergias de los servicios hidrológicos.

Otros enfoques para la toma de decisiones. También se pueden utilizar varias aplicaciones SIG gratuitas para ayudar en la toma de decisiones. Por ejemplo, Brancalion

¹³ A efectos de esta publicación, los sistemas de ayuda a la toma de decisiones son “sistemas informáticos que representan y procesan el conocimiento de forma que permiten al usuario tomar decisiones más productivas, ágiles, innovadoras y reputadas” (Burststein y Holsapple, 2008).

CUADRO 4.8

Sistemas de ayuda a la toma de decisiones de gestión forestal potencialmente adecuados para abordar las compensaciones relacionadas con los servicios hidrológicos

Sistema de ayuda a la toma de decisiones	Descripción	Objetivos de gestión para los servicios hidrológicos
InVEST (Sharp, Douglass y Wolny, 2016)	Una herramienta para explorar cómo los cambios en los ecosistemas pueden conducir a cambios en los beneficios que llegan a las personas. Permite a los responsables de la toma de decisiones evaluar las compensaciones cuantificadas asociadas a las opciones de gestión alternativas e identificar las áreas en las que la inversión en capital natural puede mejorar el desarrollo humano y la conservación.	Calidad del agua Hidroelectricidad
Apoyo a las decisiones de gestión de los ecosistemas (Reynolds, 2006)	Un marco de aplicación para las evaluaciones ecológicas basadas en el conocimiento a cualquier escala geográfica. Este integra sistemas de información geográfica de última generación con tecnologías de razonamiento y modelización de decisiones basadas en el conocimiento para proporcionar apoyo a la toma de decisiones en una parte importante del proceso de gestión adaptativa de la gestión de los ecosistemas.	Restauración de cuencas hidrográficas
NED-2 (Twery <i>et al.</i> , 2005)	Un sistema basado en Windows diseñado para mejorar la planificación y la toma de decisiones a nivel de proyecto, proporcionando a los gestores de recursos naturales información útil y científicamente sólida. Los recursos abordados son la calidad visual, la ecología, la salud de los bosques, la madera, el agua y la fauna. El sistema NED-2 se adapta a las pequeñas explotaciones privadas, a las grandes propiedades públicas y a la gestión cooperativa entre múltiples propietarios. NED-2 aplica un proceso de decisión orientado a los objetivos que garantiza que se tengan en cuenta todos los objetivos relevantes; se conocen el carácter y el estado actual de los terrenos forestales; se diseñan y prueban las alternativas de gestión de los terrenos; se simula el bosque futuro con cada alternativa; y la alternativa seleccionada alcanza los objetivos del propietario.	Recarga de aguas subterráneas Calidad del agua
Pimp your Landscape (Fürst <i>et al.</i> , 2010)	Una plataforma para ayudar a los planificadores a simular escenarios de uso del suelo y evaluar los beneficios y riesgos para los servicios ecosistémicos de importancia regional. La plataforma también apoya la integración de la información sobre las condiciones ambientales y paisajísticas en las evaluaciones de impacto y la integración de los impactos de las medidas de planificación en los servicios ecosistémicos. Se trata de una modificación bidimensional automática celular con las características de un sistema de información geográfica.	Calidad del agua

et al. (2019) y Strassburg *et al.* (2019) presentan marcos de priorización de restauración espacial multicriterio en los que se pueden simular escenarios ponderando cada factor bajo observación.

COMUNICACIÓN E IMAGEN DE LOS BOSQUES PARA PROYECTOS E INICIATIVAS DE AGUA

La comunicación en las actividades relacionadas con los bosques no es un tema de investigación importante ni una de las principales habilidades entre los profesionales de los bosques y el agua (UICN, 2010). La búsqueda del término “forest communication” (comunicación forestal) en Scopus, la principal base de datos de publicaciones científicas a nivel mundial, obtuvo solo diez resultados; la búsqueda de “forest marketing” (*marketing* forestal) produjo cinco resultados; y no se produjo ningún resultado en la búsqueda de “forest branding” (imagen forestal). Ningún documento identificado en estas búsquedas aborda los bosques o la gestión forestal sostenible desde la perspectiva del *marketing* o la comunicación. El número de artículos científicos sobre el tema no es el único indicador posible de los esfuerzos de comunicación; sin embargo, la falta de atención académica sí sugiere que la comunicación forestal no ha sido una gran prioridad en el sector. Dada la importancia de los bosques en la provisión de una

amplia gama de bienes y servicios ecosistémicos, incluidos los servicios hidrológicos, es esencial abordar esta brecha de comunicación para influir en el conocimiento de la comunidad sobre la gestión de los bosques y el agua y en sus actitudes al respecto. Aquí presentamos un enfoque para la comunicación y la creación de una marca para la gestión de los bosques y el agua con el fin de mejorar la participación de la comunidad, el compromiso político y la voluntad de invertir.

El “marketing” se refiere a los valores que un proyecto aporta a los beneficiarios, por ejemplo, los cambios en el entorno que se han de producir; la “comunicación” es el medio, es decir, el contenido y los canales por los que se transmiten esos valores y cambios. Una empresa, un proyecto o un programa pueden crear una “marca” a través del marketing y la comunicación, es decir, la forma en que las partes interesadas perciben la iniciativa y la apoyan, se comprometen y, en última instancia, pagan por ella (véase el Recuadro 4.10). En esta sección, utilizamos el término “comunicación” para englobar los conceptos de marketing, comunicación y marca.

El empleo de una estrategia de comunicación es un medio para aumentar la eficacia de las iniciativas relacionadas con los bosques y el agua. Lamentablemente, el sector forestal no ha adoptado en general las siguientes reglas básicas de comunicación:

- **Mensajes negativos frente a mensajes de amor.** El enfoque de comunicación dominante en la conservación y la silvicultura ha sido el uso de mensajes negativos, como los relacionados con la deforestación y los incendios forestales (UICN, 2010). También es posible producir material de comunicación que destaque la importancia de la gestión forestal en el suministro de agua dulce limpia.
- **Redacción técnica frente a redacción simple.** La gente tiende a confiar en los científicos y técnicos de la conservación, pero a menudo no entiende lo que dicen esos expertos (Thompson *et al.*, 2016) y es necesario, por tanto, simplificar los mensajes. Por ejemplo, los vínculos entre los árboles y el agua podrían utilizarse para aumentar la conciencia de la relación entre los bosques y el agua. Los árboles son simples objetos naturales que la mayoría de la gente entiende bien; los “bosques” y la “gestión forestal”, en cambio, son conceptos que a mucha gente le cuesta entender.

RECUADRO 4.10 Marketing, comunicación e imagen

Según la American Marketing Society, el marketing “es la actividad, el conjunto de instituciones y los procesos para crear, comunicar, entregar e intercambiar ofertas que tienen valor para los clientes, los consumidores, los socios y la sociedad en general”; otra definición es “el acto de hacer que el cambio ocurra” (Godin, 2018).

La comunicación es el acto de transmitir significados de una entidad o grupo a otro mediante el uso de signos, símbolos y reglas semióticas mutuamente comprendidos.

Una marca es un conjunto de expectativas, valores, principios, recuerdos, historias y relaciones que, unidos, explican la decisión de un consumidor de elegir un producto o servicio en lugar de otro. Si el consumidor (sea empresa, comprador, votante o donante) no paga más, no la elige o no corre la voz, entonces no existe ningún valor de marca para ese consumidor. El valor de una marca no es más que la suma total de lo que la gente pagará de más por las expectativas, los recuerdos, las historias y las relaciones de una marca frente a las alternativas, o la frecuencia con la que las elegirán (Godin, 2018). De la imagen de marca se suelen ocupar empresas individuales, pero también puede formar parte de campañas de comunicación medioambiental más amplias que promueven cambios de comportamiento específicos.

- **Público frente a objetivo específico.** Puede ser beneficioso conocer las motivaciones de los propietarios forestales privados a la hora de ajustar sus comportamientos a los objetivos de la política forestal (Boon, Meilby y Thorsen, 2004). Un proyecto agua-bosque puede tener diferentes mensajes de comunicación para los usuarios aguas arriba y aguas abajo y para otros actores clave. Este tipo de proyectos suelen ser complejos y la comunicación debe dirigirse con cuidado para llegar al público adecuado con los mensajes correctos.
- **Añadir acción.** Un mensaje de comunicación debe terminar con una “llamada a la acción”, es decir, algo que el público objetivo puede hacer para ayudar a resolver el reto identificado. ¿Qué cambio esperamos? ¿Cómo ayudamos al público objetivo a realizar un cambio?

La comunicación de un proyecto bosque-agua ayudará (Konijnendijk *et al.*, 2005):

- a conseguir apoyo político y público y financiación;
- a reforzar la moral y la organización interna de las instituciones y asociaciones que participan en la iniciativa, aportando una visión y una misión más amplias;
- a atraer a más beneficiarios y compradores y, por lo tanto, hacer correr la voz; y
- a crear confianza y relaciones con los nuevos usuarios, incluidas las minorías étnicas, las mujeres y los jóvenes.

Construir una estrategia de comunicación

El objetivo de la comunicación es dotar tanto una empresa como a un proyecto, un programa o una iniciativa bosque-agua, de una identidad reconocible que la diferencie de las demás y que consiga el apoyo del público creando una comunidad de “seguidores”.

4. Convertir una empresa bosque-agua en una marca requiere una estrategia diseñada para traducir los objetivos medioambientales de la empresa en una identidad específica y un conjunto de actividades de *marketing* y comunicación que deben integrarse en las operaciones de la empresa. Por lo tanto, la comunicación no debería abordarse al final de la fase de preparación de un proyecto:
 - debería tenerse en cuenta en todas las fases de la empresa.

Aunque hay una carencia general de investigaciones sobre *marketing*, comunicación y creación de marcas directamente relacionadas con las empresas forestales y de agua, existen ejemplos. También se pueden extraer lecciones del “*branding territorial*”, una práctica en los proyectos de *marketing* de destinos en la que organizaciones públicas y privadas se unen para crear una marca que promueva un lugar de turismo de naturaleza.

A partir del análisis de las estrategias de comunicación de los proyectos bosque-agua existentes y del turismo de naturaleza, proponemos un proceso de nueve pasos para diseñar una estrategia de comunicación (véase la Figura 4.7). Todos estos pasos, que se describen detalladamente a continuación, pueden abordarse mientras se desarrolla o mejora un negocio o proyecto y se responde al “por qué, qué, dónde, quién y cuándo” de la estrategia.

1. **Análisis de los antecedentes.** Este paso se lleva a cabo para analizar el entorno de la empresa y comprender mejor dónde posicionar la marca. Es probable que sea útil recopilar información de proyectos similares e implicar al personal clave y a los expertos en comunicación, *marketing* e imagen de marca para que aporten ideas para desarrollar la estrategia.
2. **Objetivos de la estrategia.** Este paso debe aclarar las preguntas “¿por qué?” y “¿qué cambio queremos que se produzca?”. El análisis debe comenzar con la discusión de los objetivos clave de la empresa y la comprensión del cambio de comportamiento deseado. Las posibles preguntas específicas podrían ser: “¿queremos que los ciudadanos paguen una factura de agua verde?”, “¿queremos que los gestores forestales mejoren su gestión para garantizar una alta calidad del agua?” y “¿queremos que los inversores financien nuestro proyecto de infraestructura

FIGURA 4.7
Componentes de una estrategia de comunicación bosque-agua



verde?” Enumerar los objetivos por orden de importancia. La Iniciativa de la Gran Muralla Verde para el Sáhara y el Sahel es un buen ejemplo de objetivos cualitativos y cuantitativos claramente establecidos¹⁴.

3. **Audiencia a la que se dirige.** Analizar las partes interesadas potenciales que participan en la empresa bosque-agua como clientes o beneficiarios y clasificarlas en términos de escala, influencia e interés. ¿Quiénes son los socios clave? ¿Qué personas y grupos de personas se verán afectados o se beneficiarán de la empresa? ¿Qué actores podrían influir en estas partes interesadas? Por ejemplo, personas influyentes, medios de comunicación y responsables políticos. Agrupar a las partes interesadas en categorías de audiencia y enumerarlas por orden de importancia (Raum, 2018).
4. **Propuesta de valor y reclamaciones.** Una propuesta de valor es una promesa del valor que se entregará, comunicada y reconocida por la empresa. También es una creencia que tienen los clientes o beneficiarios sobre cómo se entregará, experimentará y adquirirá el valor (beneficio). Identificar la propuesta de valor es el primer paso para desarrollar un reclamo eficaz con el que comunicar la empresa a las audiencias clave. Las preguntas que hay que plantear son las siguientes: “¿cuáles son los principales beneficios que obtendrán los destinatarios clave de la empresa?” (por ejemplo, la mejora de la calidad del agua) y “¿qué inconvenientes (o problemas) les solucionará la empresa?” (por ejemplo, el aumento de la factura del agua o el riesgo de incendios forestales). Los siguientes son ejemplos de reclamaciones que comunican los beneficios clave para el público:
 - ▷ El Bosque de Mersey en el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, que combina el nombre del proyecto, “The Mersey Forest” (el bosque de Mersey) con el pegadizo eslogan “more from trees” (más de los árboles), para obtener “The Mersey Forest - more from trees”¹⁵.
 - ▷ Iniciativa “Replenish Africa Initiative (RAIN)” de la Fundación The Coca Cola¹⁶.
 - ▷ Al reafirmar su marca definida por un entorno natural (las montañas), el eslogan de Evian es: “Evian: el agua como la naturaleza la concibió”¹⁷.

¹⁴ Más información en www.greatgreenwall.org/about-great-green-wall

¹⁵ Más información en www.merseyforest.org.uk

¹⁶ Más información en <https://replenishafrica.com>

¹⁷ Más información en www.evian.com/en_us/sustainable-bottled-water/water-sustainability

5. **Mensajes clave.** Los mensajes clave deben dirigirse a audiencias específicas relevantes para el proyecto bosque-agua y deben tener las siguientes características: claridad, coherencia, repetición, tono, atractivo, credibilidad, necesidad del público y lenguaje de comunicación. No debe haber demasiados mensajes clave, que deben ser sencillos y fáciles de entender y ayudar a motivar a la audiencia. Es necesario enumerar los mensajes clave y proporcionar una descripción de contenido para cada uno, con referencias y hechos y cifras clave.
6. **Identidad visual.** Una identidad visual puede estar formada por varios componentes (véase la Figura 4.8) para atraer la atención del espectador y comunicar, incluso antes que las palabras, los valores intrínsecos de la empresa. Una identidad visual fuerte es aquella que:
 - ▷ Es fácilmente reconocible: una única dirección de diseño e identidad visual facilita que las partes interesadas y el público reconozcan los productos de una empresa.
 - ▷ Genera confianza: cuando los materiales están bien diseñados y organizados, hay más confianza en que las cosas funcionan bien. Por otro lado, un desorden inherente, empezando por el diseño y el uso de la marca, corre el riesgo de confundir al público (que no sabe qué esperar) y reducir su confianza en los materiales de conocimiento.
 - ▷ Destaca entre la multitud.
7. **Canales y herramientas.** Este paso responde a las preguntas “¿dónde?” y “¿cómo?” La comunicación adecuada de la información a todas las partes interesadas y a otras personas es crucial para el diseño y la ejecución de la empresa y requiere la elección de medios y canales de comunicación adecuados. Pueden ser viajes de campo, seminarios, eventos, televisión, medios de comunicación, películas, carteles y folletos, difusión en línea con sitios web y boletines, medios sociales y talleres de información (tanto *offline* como *online*) (véase el Recuadro 4.11). Los canales de comunicación deben seleccionarse y planificarse para los diferentes públicos, teniendo en cuenta las limitaciones relacionadas con los fondos, el tiempo y los recursos humanos. A veces, las acciones de conservación pueden adaptarse para que actúen como canales de comunicación en sí mismas; por ejemplo, la plantación de árboles para proteger un recurso hídrico podría llevarse a cabo organizando jornadas comunitarias de plantación de árboles para las familias, que también sirven como oportunidades de comunicación sobre la empresa.
8. **Esquema de acción y presupuesto.** Debe planificarse y ejecutarse un conjunto claro de actividades y paquetes de trabajo (véase la Figura 4.9). El esquema de acción debe especificar los recursos humanos y financieros necesarios para su aplicación.
9. **Monitoreo y evaluación.** El esquema de monitoreo y evaluación debe responder a la siguiente pregunta clave: “¿cuáles son los objetivos de la evaluación?” (deben estar vinculados a los objetivos de la estrategia de comunicación y a los objetivos más amplios de la empresa). El monitoreo y la evaluación deben controlar los avances en la ejecución de las actividades clave de comunicación, incluyendo indicadores de los impactos de la comunicación.

FIGURA 4.8
Componentes de la identidad visual

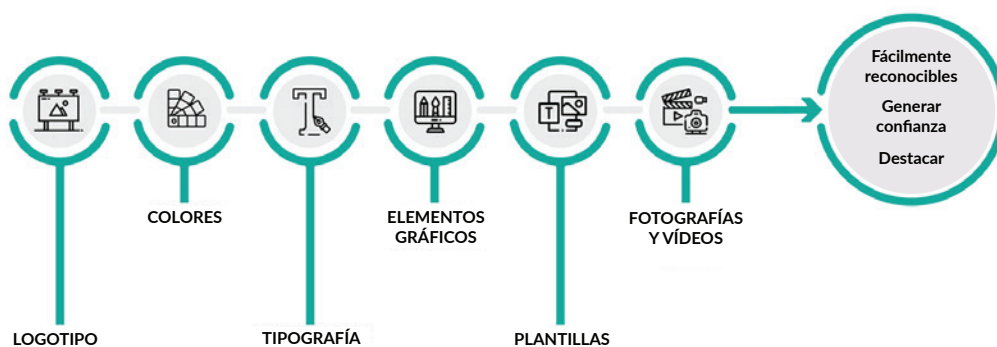


FIGURA 4.9
Componentes de un esquema de acción de comunicación



Nota: WP = paquete de trabajo.

RECUADRO 4.11

Ejemplos de mensajes y herramientas de comunicación relacionados con el agua

La Agencia regional de servicios agrícolas y forestales (ERSAF, por sus siglas en inglés) de Lombardía (Italia) promueve su compromiso con la gestión sostenible de los bosques y la protección de las fuentes de agua forestales prohibiendo las botellas de plástico en todos los lugares de recreo (por ejemplo, refugios y cabañas de montaña) y sirviendo únicamente agua del grifo en jarras con etiquetas que indican el origen del bosque. La gestión forestal de la ERSAF está certificada por el Forest Stewardship Council (FSC), y su contribución a los servicios hidrológicos está certificada según el procedimiento del FSC sobre servicios ecosistémicos. Más información: www.ersaf.lombardia.it/it/b/460/imbroccalcquadibosco



CamminaForeste 2017

Las zonas de protección del agua limpia pueden marcarse con una señalización pública para recalcar la importancia de estas zonas forestales. Proteger el agua de la contaminación desde su origen ayuda a reducir los costes de tratamiento y puede evitar o aplazar la necesidad de un tratamiento complejo. La delimitación y comunicación de las zonas de protección de los bosques y las aguas puede formar parte de las políticas nacionales de protección de los recursos hídricos. Más información: <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=76951800>



Conservation Keith – Obra propia, CC BY-SA 4.0

Los sitios de demostración o las áreas recreativas pueden utilizarse como espacios controlados en los que el público interactúa con características específicas de una empresa. Este es el caso de Bosco Limite, en Italia, donde se ha abierto al público una “zona de infiltración forestal” para ofrecer una “sala de exposiciones” al aire libre para la recreación y con fines educativos. Las miles de personas que han visitado el pequeño emplazamiento comprenden ahora mejor el concepto de zonas de infiltración forestal. Se ha desplegado una estrategia de comunicación masiva para aumentar la exposición, que incluye un sitio web, una campaña de adopción de árboles, señalización de marca, redes sociales y otros materiales de comunicación. Más información: www.wownature.eu/areewow/bosco-limite



Área de infiltración forestal en la región del Véneto, Italia

El objetivo de la campaña “Forests to Faucets” (de los bosques a los grifos) del Servicio Forestal de los Estados Unidos es comunicar a las comunidades la importancia de las zonas forestales para el agua limpia; incluye el interesante uso de mapas web. Más información: www.fs.fed.us/ecosystems/services/FS_Efforts/forests2faucets.shtml



Seattle's faucets_CC de LukeMcGuff

El Cuadro 4.9 presenta una lista de redes e instrumentos internacionales y regionales existentes que ofrecen herramientas útiles para comunicar y promover proyectos de agua de los bosques. La comunicación tiene un coste, pero es esencial para construir proyectos de éxito. Por lo tanto, las empresas bosque-agua deben incluir una planificación, presupuestos y personal adecuados para una comunicación eficaz.

CUADRO 4.9

Redes de comunicación e instrumentos relacionados con los bosques y el agua

	Descripción	Fuente
Red de comunicadores forestales del centro de comunicación y divulgación de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa (CEPE)	Produce comunicados de prensa, presenta el Tablón de información forestal, comparte presentaciones e informes y participa en una serie de eventos relacionados con los bosques. El Equipo de Especialistas en Comunicación Forestal de CEPE/FAO, la red de comunicadores forestales, es la principal plataforma para que los expertos en comunicación forestal intercambien y encuentren estrategias comunes.	www.unece.org/forests/information/fcn.html
Forest Pedagogics	Proporciona un foro europeo de información y comunicación sobre pedagogía forestal, presentando datos, actividades, materiales y redes para silvicultores, profesores y otros agentes de la educación forestal para el desarrollo sostenible.	http://forestpedagogics.eu/portal
Conjunto de herramientas de comunicación sobre temas forestales de la FAO	Incluye fotos, vídeos, infografías, tarjetas de medios sociales, presentaciones en PowerPoint y datos y mensajes clave, por temas, como la gestión de cuencas hidrográficas y la gestión forestal sostenible. Desde 2011, la FAO ha apoyado el desarrollo de redes de comunicadores forestales en cinco regiones: África, Asia-Pacífico, Europa y Asia central, América Latina y el Mediterráneo y Cercano Oriente.	www.fao.org/forestry/communication-toolkit
The Nature Conservancy's Water Funds Toolkit	Contiene presentaciones, plantillas, ejemplos y documentos de orientación para el desarrollo de mensajes y materiales coherentes sobre la seguridad hídrica, la protección de las fuentes de agua y los fondos para el agua.	https://waterfundstoolbox.org/component/communication
Conjunto de herramientas de comunicación sobre temas forestales de la FAO	Incluye fotos, vídeos, infografías, tarjetas de medios sociales, presentaciones en PowerPoint y datos y mensajes clave, por temas, como la gestión de cuencas hidrográficas y la gestión forestal sostenible. Desde 2011, la FAO ha apoyado el desarrollo de redes de comunicadores forestales en cinco regiones: África, Asia-Pacífico, Europa y Asia Central, América Latina y el Mediterráneo y Oriente Próximo	www.fao.org/forestry/communication-toolkit
The Nature Conservancy's Water Funds Toolkit	Contiene presentaciones, plantillas, ejemplos y documentos de orientación para el desarrollo de mensajes y materiales coherentes sobre la seguridad del agua, la protección de las fuentes de agua y los fondos para el agua	https://waterfundstoolbox.org/component/communication

5 Ecosistemas clave para la gestión de los bosques y el agua

El agua es un componente integral de todos los ecosistemas forestales, pero la relación es especialmente pronunciada en algunos ecosistemas. Este capítulo reúne los diversos conceptos explorados en los capítulos 3 y 4 describiendo cuatro tipos de ecosistemas forestales: bosques de manglares, de tuberías, bosques de niebla tropicales y bosques de zonas secas, en los que la gestión de los servicios hidrológicos es particularmente importante y que son especialmente vulnerables al cambio climático, la deforestación, la degradación del suelo y el cambio de uso de la tierra. Aunque estos tipos de ecosistemas utilizan y suministran agua de formas únicas, todos ellos sirven para mantener la sostenibilidad de los bosques y los recursos naturales. Además, cada uno de ellos está amenazado por el cambio climático, la variabilidad y las perturbaciones asociadas como por ejemplo, cambios en los patrones climáticos, aumento del nivel del mar, sequías e incendios forestales.

BOSQUES DE MANGLARES

Puntos clave

- Hay aproximadamente 13,8 millones de hectáreas de manglares en todo el mundo, la mayor parte en 15 países.
- Los manglares proporcionan muchos servicios ecosistémicos esenciales y desempeñan un papel importante en la mitigación del cambio climático y la adaptación al mismo.
- Se calcula que entre el 30 y el 35% de los manglares se han perdido desde la década de 1980. Alrededor de una cuarta parte de los manglares restantes se consideran entre moderada y gravemente degradada.
- La anchura del bosque es el factor más importante para determinar el potencial de mitigación de los manglares contra los tsunamis y las mareas de tempestad.
- La integración de los manglares en las estrategias de reducción del riesgo de desastres y en la planificación de la gestión costera puede contribuir a reducir el riesgo de desastres costeros.

Los bosques de manglares se encuentran comunmente a lo largo de las costas, los ríos y los estuarios de los trópicos y subtrópicos, y las zonas más extensas se sitúan en latitudes comprendidas entre los 5° norte y los 5° sur. En 2020, 113 países reportaron aproximadamente 14,8 millones de hectáreas de manglares en todo el mundo (FAO, 2020a), distribuidas principalmente en 15 países (Giri *et al.*, 2011). Estos sistemas de humedales forestales altamente especializados, que se distinguen por la funcionalidad de las especies vegetales que contienen (véase el Recuadro 5.1), ocupan zonas intermareales y están adaptados a la inundación regular de agua en una gama de salinidades, por ejemplo, de agua dulce a hipersalina (Tomlinson, 1986).

RECUADRO 5.1

Definición de los manglares

El término manglar es un descriptor de la función, no de la relación filogenética, de las casi 75 especies de manglares que se encuentran en 20 familias que incluyen pequeños arbustos, palmeras y árboles (Duke, 1992). Varias adaptaciones morfológicas y fisiológicas permiten a los mangles sobrevivir a las duras condiciones de la vida costera y de los estuarios. Sus sistemas radiculares altamente vascularizados excluyen la sal del agua del suelo que utilizan y bombean oxígeno a los sedimentos anóxicos. Los neumatóforos y las raíces en forma de "rodilla" se proyectan hacia arriba desde los sedimentos, y las raíces de los puntales y los contrafuertes se extienden radialmente desde los troncos para proporcionar estabilidad en los sedimentos no consolidados y en las zonas de alta acción de las mareas. En algunas especies, las raíces y las hojas también son capaces de extruir sal para mantener el equilibrio de los fluidos celulares.

Los manglares proporcionan muchos servicios ecosistémicos esenciales a las comunidades humanas que viven en ellos y en sus proximidades. Por ejemplo, muchas especies de peces e invertebrados que viven dentro de los sistemas de manglares o acceden a ellos durante las mareas de inundación son importantes fuentes de proteínas para los seres humanos, otra fauna y el ganado (Primavera *et al.*, 2004; Nagelkerken *et al.*, 2008; MacKenzie y Cormier, 2012; Analuddin *et al.*, 2019). Muchas especies de manglares se cosechan por su madera resistente a los insectos y a la putrefacción, que se utiliza para la construcción, la artesanía y la leña; las palmeras de manglar son importantes fuentes de paja para techos (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2000; Primavera *et al.*, 2004; Naylor y Drew, 1998).

Los manglares desempeñan un importante papel en la mitigación del cambio climático y la adaptación al mismo. Sus altas tasas de productividad primaria pueden eliminar grandes cantidades de dióxido de carbono de la atmósfera (Alongi, 2012). La mayor parte (hasta el 90%) de este carbono se almacena en los suelos de los manglares en condiciones de anegamiento y anaerobiosis que reducen la respiración microbiana (Donato *et al.*, 2011; Murdiyarso *et al.*, 2015). Si no se alteran, los manglares pueden actuar como sumideros de carbono durante varios milenios (Atwood *et al.*, 2017). El crecimiento de las raíces por debajo del suelo es un mecanismo importante para mantener la elevación de los suelos de los manglares en relación con el aumento del nivel del mar (Krauss y Allen, 2003), proporcionando así a los manglares la capacidad de adaptarse al cambio climático, aunque la tasa de aumento del nivel del mar podría superar esta capacidad. Dado que los manglares se encuentran en la unión entre la tierra y el océano, pueden considerarse guardianes de la costa que protegen las zonas interiores de las tormentas y las zonas cercanas a la costa de los sedimentos y la contaminación. Los árboles de mangle y las estructuras radiculares sobre el suelo (por ejemplo, las raíces de apoyo y los neumatóforos) pueden reducir significativamente la velocidad del agua que se mueve a través de ellos (Furukawa y Wolanski, 1996), mitigando así la energía del oleaje generada por las tormentas. Durante la inundación de las mareas de crecida, la disminución de la velocidad del agua reduce el transporte de sedimentos, que entonces es más probable que se depositen y queden atrapados en el suelo del bosque (Furukawa y Wolanski, 1996; MacKenzie *et al.*, 2016). Esto también aumenta el tiempo de permanencia del agua en los manglares y, hasta cierto punto, permite que los nutrientes y los metales pesados sean absorbidos por las plantas o incorporados a los sedimentos y aumenta la calidad del agua que finalmente fluye hacia las praderas marinas cercanas a la costa, los arrecifes de coral y las masas de agua (Clough, Boto y Attiwill, 1983; Schaffelke, Mellors y Duke, 2005). Además de



Manglares en Guna Yala, Panamá

la protección que proporcionan a los ecosistemas adyacentes cercanos a la costa, los manglares ayudan a proteger los bosques que se encuentran directamente en el interior, como los bosques costeros y los pantanos de turba, atenuando la energía de las olas y minimizando la niebla salina.

Amenazas a las relaciones entre los manglares y el agua

A pesar de los beneficios que proporcionan, se estima que desde la década de 1980 se ha perdido entre el 30 y el 35% de los bosques de manglares en todo el mundo (Alongi, 2002; FAO, 2007), aunque algunas regiones han perdido mucho más que eso (FAO, 2007). Se calcula que una cuarta parte de los manglares restantes están entre moderada y gravemente degradados y amenazados por la conversión de los terrenos para la agricultura, la acuicultura y otros desarrollos y de la sobreexplotación para obtener carbón y madera (Giri *et al.*, 2008). El aumento del nivel del mar debido al calentamiento global ha sido identificado como una de las mayores amenazas futuras para los manglares y los servicios ecosistémicos que proporcionan (Gilman *et al.*, 2008).

Gestión de los manglares para los servicios hidrológicos

Los parámetros clave que determinan la magnitud y la eficacia de la protección que ofrecen los manglares contra los desastres costeros son la anchura del bosque, la densidad de los árboles, la edad, el diámetro de los árboles, la altura de los árboles y la composición de las especies (véase el Recuadro 5.2 y el Recuadro 5.3). Estos parámetros pueden manipularse mediante la gestión forestal para producir el nivel necesario de mitigación contra posibles desastres; sin embargo, son codependientes, están interrelacionados y se ven influidos por otras características físicas y geográficas, como la elevación del terreno, la aportación de nutrientes y agua dulce, la exposición al mar y la topografía submarina (Forbes y Broadhead, 2007).

RECUADRO 5.2

Factores de los efectos de mitigación de los manglares

La anchura del bosque es el factor más importante para determinar el potencial de mitigación de los manglares contra los tsunamis y las olas generadas por las tormentas. Las olas pierden energía y altura al atravesar la vegetación de los manglares. Las estimaciones varían en cuanto a la forma en que las diferentes anchuras de los manglares reducen la energía y la altura de las olas. Spalding *et al.* (2014) informaron de que la altura de las olas causadas por grandes tormentas se reduce entre un 13 y un 66% a lo largo de una anchura de 100 metros de vegetación de manglar. Hiraishi y Harada (2003) utilizaron modelos analíticos para demostrar que 30 árboles por cada 100 m² en un cinturón verde de 100 m de ancho podrían reducir potencialmente la presión máxima del flujo del tsunami en más de un 90%. La modelización de Yanagisawa *et al.* (2010) indicó que un cinturón de 500 m de ancho de bosque de manglares podría reducir potencialmente la fuerza hidrodinámica de un tsunami en un 70% para olas de menos de 3 m de altura. En resumen, aunque cuanto más anchos mejor, los cinturones de manglares de 100-500m pueden ofrecer una protección sustancial contra los tsunamis y las olas altas causadas por las tormentas. Para olas de menos de 6-8 m de altura, anchos tan pequeños como 50-100 m pueden proporcionar una mitigación sustancial (Forbes y Broadhead, 2007).

La densidad o permeabilidad de los manglares es otro factor importante en su capacidad para reflejar y absorber la energía de las olas. Tanto la densidad vertical, es decir, cómo se distribuye la biomasa verticalmente, como la horizontal son importantes. En general, el potencial de mitigación aumenta con el incremento de la densidad vertical y horizontal (Forbes y Broadhead, 2007). La densidad es más fácil de manipular en los manglares plantados que en los naturales, pero los bosques naturales tienen otras ventajas. La alta densidad de raíces de zancos (por ejemplo, la especie *Rhizophora*) en los bosques de manglares maduros y sanos, que suelen tener una edad irregular y varios pisos, ofrece una protección considerable contra los desastres costeros. En el tsunami del Océano Índico de 2004, se observó una clara relación en muchos países entre la cobertura de manglares densos e intactos y la reducción de los daños en las infraestructuras costeras (Forbes y Broadhead, 2007). El aumento de la edad, el diámetro y la altura suelen potenciar los efectos de mitigación de los bosques costeros, incluidos los manglares (Harada y Kawata, 2005; Tanaka *et al.*, 2007; Forbes y Broadhead, 2007). A medida que los manglares envejecen, la densidad, la altura y el grosor de sus raíces zancudas y la altura de sus copas aumentan, reduciendo la porosidad y aumentando la reflexión de las ondas incidentes, lo que resulta en un aumento de la resiliencia hidráulica con la edad (Mazda *et al.*, 1997). El riesgo de desbordamiento por olas altas disminuye con el aumento de la altura de los árboles; la altura superior de los manglares maduros puede alcanzar más de 30 m, lo que supera la altura de las mareas de tormenta e incluso de los grandes tsunamis.

La composición de las especies también tiene implicaciones para el potencial de mitigación de los manglares porque determina la estructura del bosque. En los bosques de manglares naturales, suelen dominar diferentes especies de manglares en diferentes zonas, dependiendo de las respuestas de las especies individuales a las variaciones en la inundación de las mareas, la salinidad y otros gradientes edáficos.

Las combinaciones de diferentes especies de manglares que crecen en sus hábitats naturales maximizan el potencial de mitigación al ofrecer diferentes tipos de resiliencia y al aumentar la heterogeneidad estructural. Si es necesario plantar durante la restauración de los manglares, se debe considerar la adecuación de las especies del lugar para garantizar la sostenibilidad a largo plazo.

RECUADRO 5.3

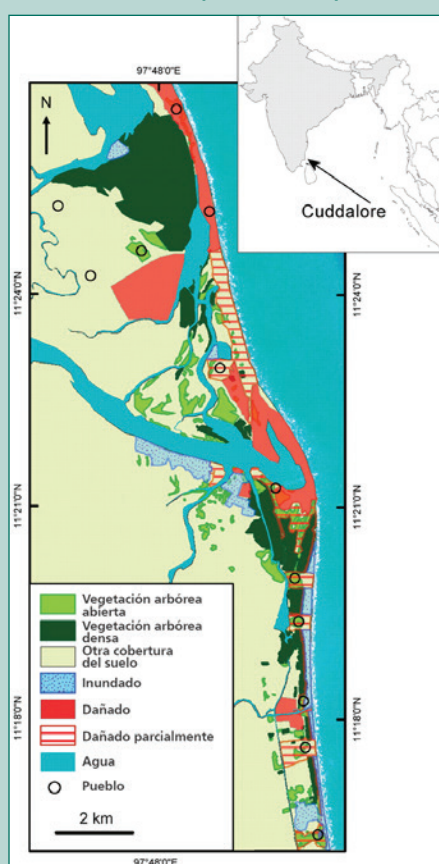
El papel protector de la vegetación costera

El 26 de diciembre de 2004, un megaterremoto frente a la costa occidental del norte de Sumatra (Indonesia) generó una serie de olas de tsunami masivas sin precedentes que variaron en altura, según la ubicación, desde menos de 1 m hasta casi 20 m (Danielsen *et al.*, 2005; Goff *et al.*, 2006; Satake *et al.*, 2006; Tsuji *et al.*, 2006). Las olas inundaron zonas de hasta 2 km tierra adentro, destruyendo partes de las costas de 14 naciones del Océano Índico y matando a más de 280 000 personas (Danielsen *et al.*, 2005; Lay *et al.*, 2005; Jankaew *et al.*, 2008).

Un estudio realizado en la India por Danielsen *et al.* (2005) documentó la eficaz barrera física que suponen los manglares intactos contra las potentes olas de los tsunamis. El litoral del distrito de Cuddalore, en Tamil Nadu (India), es relativamente recto y comprende zonas con y sin vegetación. Las zonas con vegetación incluyen bosques de manglares y plantaciones de *Casuarina equisetifolia*. Los bosques de manglares estaban dominados por árboles de 3 a 8 m de altura y de 4,5 a 16,5 cm de diámetro a la altura del pecho; las principales especies de árboles eran *Rhizophora apiculata* y *Avicennia marina* con unas densidades que iban de 1 400 a 2 600 árboles por hectárea. Las plantaciones de *C. equisetifolia* se establecieron a lo largo de la costa como cinturones de protección de 200 m de ancho después de un ciclón en 1969; los árboles tenían entre 18 y 23 m de altura y entre 9,8 y 18,8 cm de diámetro a la altura del pecho, y la densidad de tallos era de 1 900-2 200 árboles por hectárea. Las evaluaciones previas y posteriores al tsunami de franjas de 1 000 m de ancho de la costa, utilizando imágenes LANDSAT, revelaron que el tsunami, que tuvo una altura máxima de 4,5 m, destruyó completamente la mayor parte de un pueblo situado en la desembocadura de un río que carecía de vegetación protectora, así como otros dos pueblos al norte situados frente a un denso bosque de manglares (véase la Figura 5.1). En cambio, tres pueblos, también al norte pero situados detrás de los manglares, no sufrieron ningún tipo de destrucción, aunque el tsunami dañara zonas al norte y al sur de los pueblos que no contaban con la protección de la vegetación. El estudio también descubrió que la vegetación arbórea densa estaba relacionada con las zonas no dañadas y no tenía relación con las zonas dañadas.

FIGURA 5.1

Cobertura vegetal antes del tsunami y daños después del mismo en el distrito de Cuddalore, Tamil Nadu, India



Nota: Las zonas sombreadas de color verde oscuro representan los manglares y las plantaciones de cinturón de protección de *Casuarina equisetifolia* que se plantaron tras un ciclón en 1969. La vegetación abierta comprendía toda la demás vegetación leñosa, incluidos los manglares degradados y los huecos en las plantaciones

Continúa...

Aunque el estudio de Danielsen *et al.* (2005) subraya la importancia de mantener los manglares intactos para proteger zonas interiores de los tsunamis y otras tormentas, las diferencias en las zonas dañadas frente a las no dañadas que se indican aquí podrían haberse debido a las diferencias en la energía de las olas a lo largo de la costa. Aunque las cartas batimétricas sugieren que la pendiente era similar a lo largo de la costa, las características topográficas no detectadas podrían haber influido en la energía de las olas a lo largo de la costa. Estos resultados también se refieren únicamente a una pequeña zona de estudio a más de 1 500 km del origen del tsunami.

La siguiente orientación práctica, basada en los conocimientos actuales sobre cómo y cuándo los manglares pueden ayudar a reducir los riesgos que plantean los desastres costeros, se ofrece para ayudar a los gestores forestales a optimizar el papel de los manglares en las estrategias de protección costera.

- **Mantener amplias franjas de manglares.** Lo ideal es que los cinturones de manglares tengan cientos o miles de metros de ancho para reducir el impacto de los vientos y las olas altas durante las tormentas y los tsunamis. Si no es posible mantener o restaurar cinturones de manglares de esta anchura, las franjas más estrechas e incluso los parches aislados pueden ofrecer ciertos grados de protección y servir como fuentes de propágulos para la expansión y replantación natural de los manglares. La reducción de las inundaciones costeras gracias a los cinturones de manglares puede minimizar la intrusión de agua salada en el agua dulce y mantener potencialmente los recursos de agua dulce para el consumo o la agricultura.
- **Evitar la conversión de los manglares.** Los manglares existentes deben mantenerse permitiendo a las comunidades locales su uso sostenible, incentivando así la gestión responsable de los manglares. La acuicultura respetuosa con los manglares y la gestión comunitaria de los bosques y la pesca pueden ser eficaces para minimizar la degradación y la conversión de los manglares.
- **Conservar los bosques de manglares sanos.** La calidad del bosque influye en el grado de protección que ofrecen los manglares. Por lo tanto, es importante fomentar y mantener la diversidad estructural y biológica de los manglares maduros en grandes áreas, por ejemplo, reduciendo al mínimo la contaminación, el vertido de residuos, el drenaje de las zonas de aguas arriba y locales y el uso insostenible. Además, la evapotranspiración de los bosques de manglares intactos es también una importante fuente de agua para los paisajes situados a barlovento y en las tierras altas, incluidos los bosques o los cursos de agua.
- **Restaurar los manglares.** La restauración de los manglares es muy deseable en las zonas que antes estaban cubiertas por bosques de manglares y en las que la causa original de la pérdida de manglares ha cesado, por ejemplo, donde se han abandonado los estanques de acuicultura y donde fueron desastres naturales los que provocaron la destrucción de los manglares. En muchos casos, los manglares se recuperarán de forma natural cuando las condiciones ecológicas y socioeconómicas sean adecuadas; los manglares restaurados mediante regeneración natural suelen sobrevivir y funcionar mejor que los sistemas de manglares plantados. Si la replantación es necesaria, la adecuación de las especies del lugar aumentará las posibilidades de éxito, junto con la participación de las comunidades locales en la planificación y la gestión.
- **Integrar los manglares en las estrategias de reducción del riesgo de desastres y en la planificación de la gestión costera.** Esto debería hacerse sobre la base de evaluaciones a nivel local del papel de los manglares en la defensa costera y la mitigación de riesgos, así como del valor y los costes totales de la conservación de los manglares.



Los manglares que bordean el río Pukusruk en la isla de Kosrae, en los Estados Federados de Micronesia, protegen los bosques de las tierras altas de las tormentas, almacenan grandes cantidades de carbono y proporcionan un valioso hábitat para muchas especies de peces, camarones y cangrejos autóctonos

- **Adoptar enfoques híbridos para la reducción del riesgo de desastres.** Es poco probable que se pueda establecer y mantener un bioescudo de manglares ininterrumpido de suficiente anchura a lo largo de toda una costa, por lo que deben considerarse enfoques híbridos que combinen la infraestructura verde y la gris (Spurrier *et al.*, 2019). Sin embargo, dado el bajo coste de establecimiento y mantenimiento de los manglares en comparación con las estructuras duras, y su potencial para proporcionar beneficios económicos y ambientales adicionales, los manglares deben ser preferidos siempre que sea posible (Forbes y Broadhead, 2007).

Necesidades de investigación sobre los manglares y lagunas de conocimiento

La capacidad de los manglares para proteger los bosques interiores de la acción de las olas y el viento está bien documentada, pero los manglares también pueden influir en los ciclos del agua a nivel local, regional y global. La evapotranspiración de los bosques costeros intactos puede ser una fuente importante de precipitaciones. El agua dulce que fluye hacia las aguas costeras es utilizada por los manglares y devuelta a la atmósfera a través de la evapotranspiración (MacKenzie y Kryss, 2013), lo que a su vez contribuye a la precipitación a favor del viento y hacia el interior, proporcionando agua a los paisajes, incluidos los bosques y los arroyos. Aunque en general no hay estudios sobre la evapotranspiración en los manglares, Lagomasino *et al.* (2015) sugirieron que las tasas de evapotranspiración de los manglares podrían producir una cantidad de agua equivalente a la de las precipitaciones anuales en ciertos años, aunque esto probablemente varía según la estructura del bosque, los regímenes de mareas y las salinidades (Barr, DeLong y Fuentes, 2014; Krauss *et al.*, 2015). Los estudios que combinan la teledetección y las mediciones de campo para comprender plenamente la variabilidad espacial de la evapotranspiración de los manglares, así como sus contribuciones al equilibrio del agua regional.

BOSQUES DE TURBERAS

Puntos clave

- Los bosques que crecen en suelos de turba desempeñan un papel crucial en la regulación del agua (mitigación de inundaciones y sequías) y en el mantenimiento de la calidad del agua a nivel de la cuenca.
- A diferencia de otros tipos de bosques, existe una relación sinérgica entre los servicios hidrológicos y de carbono que proporcionan los bosques de turberas.
- Las turberas son los ecosistemas terrestres con mayor densidad de carbono del mundo; su conservación es una de las formas más rentables de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.
- Se calcula que una cuarta parte de los bosques de turberas del mundo desaparecieron en el periodo de 1990 a 2008.
- El drenaje de las turberas aumenta drásticamente el riesgo de incendio.
- Una restauración eficaz del ecosistema de las turberas ayudaría a garantizar la prestación de servicios de filtración y regulación del agua y también proporcionaría opciones de medios de vida sostenibles en las turberas húmedas, al tiempo que reduciría los incendios forestales y de turba y la degradación y pérdida de tierras.

Los bosques de turberas, definidos en el Recuadro 5.4, se distinguen de otros ecosistemas de turba por los árboles, que constituyen la principal flora formadora de biomasa, lo que da lugar a la turba leñosa. Se dan en todo el mundo y la superficie total está generalmente en declive a pesar de los esfuerzos de cartografía en curso que identifican nuevas zonas de turberas cada año, especialmente en los trópicos (Joosten, 2010; FAO, 2014; Dargie *et al.*, 2017). Se calcula que los bosques de turberas han disminuido de las más de 93 millones de hectáreas en 1990 a menos de las 70 millones de hectáreas en 2008 (Joosten, 2010). Las zonas boreales y templadas albergan la mayor parte de las turberas del mundo, donde se han formado bajo regímenes climáticos con altas precipitaciones y bajas temperaturas (FAO, 2014; Dargie *et al.* 2017). En los trópicos, los bosques de

RECUADRO 5.4 ¿Qué es un bosque de turberas?

Los bosques de turberas son un tipo de humedal reconocido en la Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas (también conocida como Convención de Ramsar). Más de 280 bosques de turberas que cubren más de 19,8 millones de hectáreas han sido designados en todo el mundo como sitios Ramsar o “humedales de importancia internacional” (Secretaría de la Convención de Ramsar, sin fecha). No existe una definición universal de los bosques de turberas; este informe se basa en la definición de bosque utilizada en la Evaluación de los recursos forestales mundiales (FAO, 2020a) y en el enfoque del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) para las turberas. El suplemento sobre humedales del IPCC (IPCC, 2014b) incluye las turberas en (tierras con) suelos orgánicos. Los suelos orgánicos, también llamados histosoles o turba, se identifican en base a tres criterios relacionados con el espesor del horizonte orgánico (al menos 10-20 cm), el contenido de carbono orgánico (al menos 12-20% en peso) y la saturación con agua (FAO, 2020b).

Por lo tanto, los bosques de turberas pueden definirse a grandes rasgos como bosques de humedales que crecen de forma natural en suelos orgánicos.

turberas se presentan comúnmente como pantanos de turba, ecosistemas alimentados por la lluvia en los que la materia orgánica parcialmente descompuesta de la densa vegetación de la selva se acumula en la turba.

A lo largo de varios milenios, el incremento de turba da lugar a la formación de macizos de turba entre los ríos. La diversidad arbórea de los bosques boreales y templados de turberas es baja, generalmente dominada por la familia de los pinos (*Pinaceae*) acompañada por *Picea*, *Pinus* y *Larix* (Bourgeau-Chavez *et al.*, 2018). Por el contrario, los bosques de turberas tropicales suelen tener una gran biodiversidad. Al menos 200 especies de árboles y palmeras ocupan los pantanos tropicales de turba solo en Indonesia (Bourgeau-Chavez *et al.* 2018). Un estudio indonesio de 26 parcelas (2000 m²) contenía 82 especies de árboles con un diámetro superior a 5 cm (Lampela *et al.*, 2017; Astiani *et al.*, 2021.).

Las turberas proporcionan varios servicios hidrológicos. La turba se forma a partir de la acumulación de materia vegetal parcialmente descompuesta a lo largo de miles de años en condiciones de anegamiento y falta de oxígeno. En los bosques de turberas, los árboles y otra vegetación como los musgos son esenciales para la regulación del agua (mitigación de inundaciones y sequías) y el mantenimiento de la calidad del agua a nivel de la cuenca. El agua potable y de riego se extrae a menudo de los bosques de turberas.

Los bosques de turberas tienen un efecto climatizador debido a la evapotranspiración del paisaje. La evapotranspiración relativamente alta de los árboles y las zonas húmedas reduce las temperaturas superficiales y mitiga las temperaturas extremas, minimizando así las pérdidas de nutrientes y agua (Hesslerová *et al.*, 2019). La evapotranspiración y, por tanto, la vegetación se consideran reguladores climáticos eficaces, no solo a nivel local sino también global (Hesslerová *et al.*, 2019).

Además de sus servicios hidrológicos, las turberas son los ecosistemas terrestres con mayor densidad de carbono del mundo y, por tanto, son cruciales para la mitigación del cambio climático (FAO, 2020c). A diferencia de otros tipos de bosques, la gestión de las turberas no requiere compensaciones entre el agua y el carbono. Dado que la mayor parte del carbono de los bosques de turberas se almacena en el suelo orgánico, que requiere agua para su formación y conservación, existe una relación sinérgica entre ambos.

Muchos bosques de turberas son focos de biodiversidad que albergan una gran diversidad de hábitats para especies raras de flora y fauna. Esto facilita el suministro de diversos productos, como alimentos, biocombustibles o fibras, que sustentan los medios de vida de muchas comunidades locales (Wichtmann, Schröder y Joosten, 2016).

Amenazas a las relaciones bosque-agua de las turberas

A pesar de su importancia y de la gran variedad de servicios que prestan los bosques de turberas, muchos de estos ecosistemas se han degradado y están cada vez más amenazados por cultivos agrícolas como el aceite de palma y el cacao (FAO, 2020c; Miettinen y Liew, 2010). Las estimaciones actuales sugieren que entre el 11 y el 15% de las turberas de la Tierra han sido drenadas y otro 5-10% están degradadas debido a otros cambios como la eliminación o la alteración de la vegetación (FAO, 2020c). Además, la agricultura y las plantaciones en las turberas secas son insostenibles. La combinación de la progresiva degradación del suelo, la disminución de la productividad y el creciente coste del drenaje ha provocado el abandono de muchas turberas, en cuyo estado son especialmente propensas a los incendios (FAO, 2014).

Se ha producido una conversión generalizada de los bosques de turberas tropicales en el sudeste asiático; esto también podría ocurrir en otras regiones, por ejemplo, en las cuencas del Amazonas y del Congo, a menos que se aprendan las lecciones y se encuentren soluciones (Murdiyarso, Lilleskov y Kolka, 2019). Otras amenazas para los bosques de turberas son las plantaciones forestales para la obtención de madera o pulpa, la minería, la extracción de petróleo y la extracción de turba.

El drenaje de las turberas aumenta en gran medida el riesgo de incendio. Los incendios en la capa de suelo de turba, que son muy difíciles de detectar y extinguir, pueden durar meses, incluso durante las lluvias extensas (Joosten y Clarke, 2002). En el pasado, los incendios de turba se han asociado a un gran número de muertes humanas prematuras por enfermedades respiratorias, así como a grandes pérdidas económicas debidas principalmente a la contaminación del aire en forma de humo (Kopplitz *et al.*, 2016). Las perturbaciones también pueden afectar al equilibrio hidrológico de los bosques de turberas y provocar una grave erosión en las regiones montañosas, así como la compactación del suelo y el hundimiento de la tierra.

El hundimiento de la tierra debido al drenaje de los bosques de turberas puede producirse con especial rapidez en los trópicos: hasta 1,5 m en los primeros cinco años después del drenaje y 3-5 cm por año en los años siguientes, dependiendo de la oxidación de la turba y de la profundidad de la capa freática (Hooijer *et al.*, 2012). El descenso del nivel de la superficie de las turberas, combinado con la subida del nivel del mar, aumenta el riesgo de inundaciones y la consiguiente intrusión de agua salada en las zonas costeras, así como grandes pérdidas de tierras productivas. El drenaje de los bosques de turberas también aumenta el riesgo general de sequías e inundaciones, ya que los suelos de turba se hunden debido a la compactación y el drenaje, lo que cambia la capacidad del suelo para contener el agua (FAO, 2020c; Taufik *et al.* 2020; Ikkala *et al.* 2021). Si la superficie de la turba está muy degradada, puede volverse hidrofóbica, lo que reduce la infiltración del suelo y aumenta la escorrentía, lo que impide la recarga de las aguas subterráneas (Wösten *et al.*, 2008) y hace imposible la restauración de la turbera. El drenaje de las turberas también provoca una creciente contaminación del agua asociada a un aumento de las concentraciones de nitratos y carbono orgánico disuelto (Abrams *et al.*, 2016). Está claro, por tanto, que la gestión sostenible de los bosques de turberas es esencial por sus funciones de regulación del agua y su papel en la reducción de la vulnerabilidad de las comunidades locales ante la mayor probabilidad de fenómenos climáticos extremos e impactos hidrológicos.

Gestión de los bosques de turberas para los servicios hidrológicos

A continuación se analizan los elementos para la gestión sostenible de los bosques de turberas por sus servicios hidrológicos.

Reconocer, definir y cuantificar el problema. El primer requisito para mejorar la gestión de las turberas para el agua es reconocer y definir el problema. La información de referencia puede adquirirse a través de la cartografía y el monitoreo mediante el uso de datos de teledetección y sobre el terreno (FAO, 2020c).

También hay que identificar a las partes interesadas y desarrollar su capacidad para evaluar y controlar el estado de las turberas, identificar los objetivos de gestión y desarrollar esquemas, reglamentos y políticas de gestión tangibles y sostenibles. Capacitar a las mujeres y los hombres locales para que se conviertan en administradores de su entorno y sus recursos les permitirá obtener beneficios financieros y sociales del uso sostenible de los bosques de turberas. Las soluciones ascendentes aplicadas conjuntamente con las comunidades locales y otras partes interesadas, así como con los científicos, tienen más éxito que los enfoques centralizados de toma de decisiones descendentes (Wösten, Rieley y Page, 2008).

Proteger los bosques de turberas. La protección es el medio más fácil y rentable para aumentar la resiliencia de las comunidades locales frente a la creciente variabilidad climática, que amenaza con socavar la disponibilidad de agua, la producción de alimentos y los medios de subsistencia. Proteger los ecosistemas de las turberas de la deforestación y el drenaje tendrá beneficios tangibles para el medio ambiente y las sociedades (FAO, 2014; Banco Mundial, 2016); de no hacerlo, será necesario restaurar los ecosistemas, lo cual es costoso y puede ser incapaz de restaurar la funcionalidad completa del ecosistema. Por ejemplo, se ha calculado que se necesitan 4 600 millones

de USD para restaurar completamente 2 millones de hectáreas de bosques de turberas en Indonesia (Hansson y Dargusch, 2018).

Utilizar enfoques holísticos del paisaje. Los bosques de turberas deben gestionarse de forma holística a escala del paisaje. Los bosques de turberas deben considerarse a escala de los bosques individuales, es decir, la cúpula de turba, y de la cuenca hidrográfica. Los cambios en la cantidad y calidad del agua en los bosques de turberas pueden afectar a su salud y funcionalidad. Esto es importante porque el drenaje u otras alteraciones de la hidrología de un complejo de turberas, o de una parte del mismo, harán bajar el nivel freático de toda la zona de turberas. Es necesario aplicar enfoques de paisaje en cualquier intervención para conservar y restaurar las turberas para optimizar la eficiencia en la toma de decisiones y evitar o minimizar las pérdidas.

Pasar a los sistemas de gestión en húmedo. Es necesario aumentar la concienciación y la inversión en el uso sostenible de los bosques de turberas para cambiar el paradigma del drenaje de las turberas hacia el reconocimiento de que en los paisajes de turberas húmedas es posible realizar actividades de bajo impacto y con medios de vida mixtos, como el ecoturismo, la pesca, la agricultura y la silvicultura. La paludicultura es la producción de biomasa en turberas húmedas y rehumedecidas en condiciones que mantienen y facilitan la acumulación de turba y garantizan la prestación de servicios ecosistémicos de las turberas. Sin embargo, en muchos lugares, los bosques de turberas deben tener un uso productivo si se quieren conservar, y la paludicultura es mucho más preferible que el drenaje (Wichtmann, Schröder y Joosten, 2016) (véase el Recuadro 5.5). Los ingresos de la paludicultura pueden generarse a través del uso de la biomasa, así como a través de los pagos por los servicios ecosistémicos, como los relacionados con el agua, el carbono (por ejemplo, REDD+) y la biodiversidad (Wichtmann, Schröder y Joosten, 2016; Wösten, Rieley y Page, 2008). El desarrollo sostenible de la cadena de valor sigue siendo un reto clave para los enfoques de la paludicultura, especialmente en las turberas muy degradadas y alejadas de las grandes comunidades. Las prácticas de paludicultura deben estar bien adaptadas a las condiciones específicas del lugar, como el tipo de turba, las condiciones del suelo, la disponibilidad de nutrientes, la elevada acidez natural de las turberas y la hidrología (Wichtmann, Schröder y Joosten, 2016). En general, es probable que los cultivos intercalados, las especies perennes y los enfoques agroforestales mixtos sean más beneficiosos para la hidrología de la turba que los monocultivos.

Aplicar la gestión adaptativa. Si la rehumeración de los bosques de turberas drenados es inviable, deben aplicarse prácticas de gestión adaptativas que eviten o minimicen el drenaje profundo, el laboreo del suelo y el uso de fertilizantes. La gestión de los bosques de turberas debe tener como objetivo mantener una cubierta forestal continua y emplear la recolección selectiva (en lugar de la tala uniforme). Si la tierra se destina a la agricultura, se deben preferir los cultivos permanentes (FAO, 2014). La clave de la gestión sostenible de las turberas es sencilla: cuanto más cerca esté la capa freática de la superficie, mayores serán los beneficios para las turberas y las comunidades que las rodean.

Restaurar los bosques de turberas. Las turberas se forman y mantienen gracias a la interacción entre tres elementos: el agua, la materia vegetal que crea la turba y el suelo. Los cambios en cualquiera de ellos pueden provocar importantes alteraciones en todo el ecosistema de las turberas. Ya se han desecado, deforestado o degradado de otro modo vastas zonas de bosques de turberas; estas actividades deben detenerse y revertirse mediante la restauración y rehumeración de las turberas (véase el Recuadro 5.6 y el Recuadro 5.7). La rehumeración puede no ser siempre factible; además, cuanto más se retrasen las actividades de restauración después del drenaje, más difícil y más largo será devolver las funciones del ecosistema a los niveles anteriores al drenaje. La vegetación ayuda a mantener el agua en las turberas. Incluso en condiciones anóxicas anegadas, la turba disminuye lentamente si no se sustituye por nueva vegetación

RECUADRO 5.5

Potencial de los medios de vida sostenibles en los bosques tropicales de turba

En Indonesia, los esfuerzos de restauración se iniciaron a una escala sin precedentes tras los incendios de turba y forestales de 2015-2016, con la ambición nacional de restaurar 2 millones de hectáreas para 2030.

Se necesitan mejoras técnicas para que estos esfuerzos sean sostenibles, pero son prometedores (Giesen y Sari, 2018). Un aspecto que podría marcar una diferencia considerable es la inclusión de la concienciación y el compromiso locales en las actividades de restauración de las turberas.

Los pequeños propietarios, que representan aproximadamente la mitad de la superficie de turberas convertidas en aceite de palma y madera de acacia, dependen especialmente de los ingresos derivados de estos bosques de turberas drenados, y la participación local es clave para garantizar el éxito de la rehumectación.

La paludicultura, incluida la pesca sostenible de bajo impacto, es actualmente el único enfoque que permite equilibrar el uso productivo de las turberas y la prestación de servicios ecosistémicos al ofrecer opciones de subsistencia que no requieren el drenaje y que desalientan el uso del fuego. Una evaluación de los pantanos del sudeste asiático identificó 534 especies de plantas de pantano de turba con usos conocidos (por ejemplo, madera, medicinas y alimentos) y 81 productos forestales no madereros tenían un “uso económico importante” (FAO, 2014). Especies como la nuez de la India (*Aleurites moluccanus*), ilipé (*Shorea spp.*) y el jelutong de los pantanos (*Dyera polyphylla*) tienen el potencial de proporcionar productos alternativos y compensar algunas de las presiones ambientales asociadas al cultivo de la palma aceitera y la acacia (FAO, 2014).

Las pesquerías de los pantanos de turba tienen un potencial considerable para la producción de especies de peces tanto alimentarias como ornamentales. Para facilitar la captura de peces, los pescadores utilizan estanques artificiales llamados beje, que utilizan el desbordamiento de los ríos durante la temporada de lluvias para atrapar entre 5 y 12 especies de peces (FAO, 2014). La cría no intensiva de ganado menor en las turberas rehumedecidas es otra opción porque una serie de especies vegetales de las turberas proporcionan un forraje apetecible y relativamente nutritivo (Giesen y Sari, 2018). La apicultura también es prometedora, en combinación con especies arbóreas como *Melaleuca cajuputi*. Sin embargo, a pesar del potencial, la expansión de la paludicultura se ve obstaculizada en Indonesia por la falta de conocimientos y oportunidades de mercado. La falta de un marco normativo de apoyo es otro obstáculo (Giesen y Sari, 2018).



Paisaje forestal de turberas en Katingan, Indonesia

RECUADRO 5.6

La rehumectación de las turberas es esencial para su restauración

El primer paso en la restauración de las turberas es la rehumectación, es decir, la elevación del nivel freático, y el posterior mantenimiento del nivel freático a niveles lo más cercanos posible a la superficie durante todo el año. Los cambios en el contenido de agua, en particular los niveles de agua subterránea y la humedad del suelo, y las perturbaciones, por ejemplo, la deforestación, los incendios y los nuevos canales, las pistas de tala y las carreteras, se deben supervisar a escala del paisaje a lo largo del tiempo para evaluar el éxito del proceso, fundamental para planificar la restauración posterior, y para planificar las intervenciones diseñadas para reducir el riesgo de incendios y prevenir otras actividades humanas insostenibles (FAO, 2020c; Wösten, Rieley y Page, 2008).

La rehumectación de las turberas se realiza bloqueando el sistema de drenaje, ya sea con estructuras construidas o con rellenos (Andersen *et al.*, 2017; Strack, 2008). Todos los métodos de restauración de turberas tienen pros y contras relacionados con los costes, la maquinaria necesaria, la durabilidad y la eficacia. También hay que tener en cuenta las necesidades de transporte local porque, en algunos casos, los sistemas de drenaje de los canales facilitan el movimiento de las embarcaciones y, por tanto, de las actividades económicas. El medio más utilizado para bloquear los drenajes es la turba compactada debido a su persistencia en los flujos máximos y a la amplia disponibilidad y sostenibilidad de la materia prima (FAO, 2020c).

La restauración de los bosques de turberas comenzó en las regiones boreales hace varias décadas, pero la restauración de los bosques de turberas tropicales es todavía incipiente, y hay preguntas sin respuesta sobre, entre otras cosas, la viabilidad de rehumectar grandes áreas.

formadora de turba. Si una zona de turberas que se va a restaurar estaba originalmente arbolada, se debería permitir el retorno de las especies forestales nativas de las turberas; sin embargo, si no hay individuos de las especies originales que crezcan en la zona para que actúen como fuentes de semillas, puede ser necesario replantar (FAO, 2020c).

Los programas de revegetación en los que participan las comunidades deben dar prioridad a las especies forestales de las turberas que puedan proporcionar beneficios económicos (Giesen y Sari, 2018). En cualquier caso, deben evitarse las especies de secano y las asociadas a altas tasas de evapotranspiración para evitar la desecación de las turberas. Las actividades de revegetación deben ser adecuadas al nivel de degradación; por ejemplo, cuanto más afectada esté una zona por los incendios y más alejada ecológicamente de un bosque de turba natural, más probable será que requiera una replantación para complementar la regeneración natural. Dado el rápido ritmo de oxidación, compactación y hundimiento de la turba, la rehumectación debe iniciarse rápidamente. Cuanto más se tarde en llevar a cabo el proceso de restauración, más caro será recuperar el ecosistema. El margen de maniobra para aprovechar todos los beneficios de la restauración de las turberas es cada vez menor.

Mejorar el entorno propicio para los ecosistemas de las turberas. Para que la restauración de las turberas tenga éxito, es posible que haya que probar medidas de gestión específicas para cada contexto, como la idoneidad de las especies, en una zona determinada del proyecto, que haya que desarrollar cadenas de valor y mercados, y que haya que adaptar los marcos normativos, incluida la tenencia de la tierra. Es posible que se necesiten reglamentos y leyes a nivel nacional y subnacional para desincentivar los usos insostenibles, como la deforestación y el drenaje de las turberas (por ejemplo, Silvius y Suryadiputra, 2002).

RECUADRO 5.7

Permitir la restauración holística de las turberas en la zona boreal

La mayor parte del drenaje en Fennoscandia, la Federación Rusa y los estados bálticos se ha producido en lodazales cubiertos de árboles naturales, y este tipo de ecosistemas son ahora escasos (Joosten y Clarke, 2002). En Finlandia, la mayor parte de la conversión de estas turberas se destinó a la silvicultura (Similä, Aapala y Penttinen, 2014), donde el drenaje comenzó en la década de 1930 y las intervenciones de protección no empezaron hasta la década de 1960. Sin embargo, si el sistema de drenaje no se mantiene, las condiciones de humedad pueden reiniciar el proceso de formación de turba, conocido como repaludificación (Joosten & Clarke, 2002).

Varios proyectos se han centrado en la restauración de turberas drenadas en Finlandia, entre ellos los proyectos LIFE de la Unión Europea (como parte de la red Natura 2000), que comenzaron a principios de la década de 2000. Los conocimientos técnicos finlandeses sobre la restauración de turberas se han acumulado durante más de 25 años (Similä *et al.*, 2014). Unas 20 000 ha de turberas drenadas se restauraron como zonas naturales entre 1989 y 2013 mediante el bloqueo y el represamiento de las zanjas y la tala y eliminación de los árboles crecidos tras el drenaje (Similä, Aapala y Penttinen, 2014). Las parcelas de bosque de turberas se restauraron para aumentar la cantidad de madera muerta, que favorece la biodiversidad. El objetivo general es restaurar la hidrología natural de los pantanos de abetos y otros pantanos cubiertos de bosques, reducir la fragmentación y aumentar la biodiversidad. En el marco del proyecto Boreal Peatland LIFE se desarrolló una red nacional de monitoreo de las turberas restauradas entre 2010 y 2014, que incluye los impactos de la restauración de las turberas en la hidrología (por ejemplo, el nivel y la calidad de la capa freática) y la biodiversidad (vegetación, aves, mariposas y libélulas) (Similä *et al.*, 2014). Una amplia campaña de concienciación compartió información sobre las turberas (su flora, su fauna, su protección y su restauración) con las personas, tanto en línea como in situ, por ejemplo, con paneles informativos y exposiciones sobre las turberas, con tableros que permiten un acceso fácil y seguro para los visitantes.



Una rara orquídea, *Cypripedium calceolus*, en un rico pantano de la Laponia finlandesa, Parque Nacional de Oulanka, Finlandia

Integrar los ecosistemas de las turberas en los marcos institucionales, políticos y legislativos existentes, y armonizarlos, es un reto clave para muchos países. La mejora de la gestión de la tierra y el agua en los bosques de turberas a largo plazo suele requerir subvenciones para la restauración y medios de vida viables y sin drenaje. La integración de las turberas en los esquemas nacionales de uso del suelo y en los sistemas de monitoreo del cambio de uso del suelo apoyará el proceso, pero requiere colaboración técnica y recursos. En los países en los que se han desecado grandes extensiones de turberas, la inclusión de estas en las estrategias para reducir los riesgos asociados,

por ejemplo, los incendios, las inundaciones, la erosión y la sequía, permitiría tomar decisiones mejor orientadas, teniendo en cuenta las características únicas de estos ecosistemas y el contexto local.

Necesidades de investigación sobre las turberas y lagunas de conocimiento

Los bosques de turberas no pueden protegerse ni gestionarse de forma sostenible a largo plazo sin una cartografía adecuada; por lo tanto, la cartografía de la extensión, la profundidad de la turba y el estado de los bosques de turberas, incluidas las zonas con turba poco profunda, deberían ser una prioridad (FAO, 2020c). La definición de turbera varía según los países, y dichas definiciones deben basarse en pruebas científicas suficientes para garantizar que no se omitan grandes áreas de turba. En las zonas de turberas degradadas, deben explorarse y mejorarse las técnicas de prevención del drenaje para restaurar esos sistemas hasta que sean lo más parecidos posible a los prístinos. Esto es imperativo en las zonas que se enfrentan a una fuerte presión de la agricultura y otros usos de la tierra que compiten entre sí para limitar cualquier daño adicional a estos delicados sistemas hidrológicos y para fomentar la recuperación y la integridad del ecosistema.

Se necesita más investigación y desarrollo en una amplia gama de áreas, como las técnicas apropiadas de extracción de madera como parte del uso sostenible de los bosques de turberas y los cultivos y productos húmedos alternativos para reemplazar los cultivos de las turberas drenadas y deforestadas.

BOSQUES DE NIEBLA TROPICALES

Puntos clave

- Los bosques de niebla tropicales se encuentran entre los ecosistemas terrestres más valiosos por su papel en el ciclo hidrológico, ya que influyen en la cantidad de agua disponible y regulan los flujos de aguas superficiales y subterráneas en las cuencas hidrográficas, manteniendo una alta calidad del agua.
- El alto rendimiento hídrico de los bosques de niebla tropicales se debe a su ubicación en zonas de alta pluviosidad, a los aportes adicionales de captación de agua de las nubes por las copas y a las bajas pérdidas por evaporación.
- Los bosques de niebla tropicales son escasos; las estimaciones de superficie oscilan entre el 1 y el 14% de los bosques tropicales del mundo. Se ha perdido aproximadamente el 55% de la superficie original de los bosques de niebla tropicales.
- Es necesario reforzar la conservación de los bosques maduros remanentes del bosque de niebla tropical y evitar su conversión a usos agrícolas.
- Se recomienda encarecidamente la tala selectiva de baja intensidad en los bosques de niebla tropicales secundarios, de conformidad con las directrices de tala de bajo impacto, para mitigar los efectos nocivos de la tala en los suelos, el rendimiento hídrico y la biomasa.
- Al restaurar los bosques de niebla tropicales, se debe procurar plantar mezclas de especies autóctonas de uso eficiente del agua.
- Los esquemas de pago por los servicios hidrológicos de los bosques de niebla tropicales podrían ayudar a compensar a los propietarios de las tierras a mantener la cubierta forestal y a contrarrestar la deforestación y la escasez de agua.
- Es necesario investigar para comprender mejor los impactos hidrológicos del cambio climático en los bosques de niebla tropicales.

Los rendimientos hídricos generalmente elevados de los bosques de niebla tropicales montanos (bosques de niebla tropicales) (véase el Recuadro 5.8) se deben a su ubicación en zonas de alta pluviosidad, a los aportes adicionales de agua de las nubes capturada por

RECUADRO 5.8

¿Qué son los bosques de niebla tropicales?

Los bosques de niebla tropicales montanos reciben frecuentes aportes de humedad procedentes de la niebla y la bruma.

Existen múltiples clasificaciones de este tipo de bosques, pero la definición ampliamente adoptada es la de “bosques que están frecuentemente cubiertos de nubes o niebla” (Hamilton, Juvik y Scatena, 1995), lo que pone de manifiesto la importancia de las nubes para estos ecosistemas. Los bosques de niebla tropicales se encuentran entre los ecosistemas terrestres más valiosos por su papel en el ciclo hidrológico, ya que influyen en la cantidad de agua disponible y regulan los flujos de aguas superficiales y subterráneas en las cuencas hidrográficas, manteniendo una alta calidad del agua.

las copas de los árboles (“captación de niebla”) y a las bajas pérdidas por evaporación (Hamilton, Juvik y Scatena, 1995; Bruijnzeel, 2001). El rendimiento hídrico de las cuencas suele aumentar de los bosques montanos inferiores a los superiores, lo que refleja el aumento simultáneo de las precipitaciones incidentes y la disminución de las pérdidas por evaporación a mayor altura (Bruijnzeel, 2005). La presencia de nubes no solo aumenta los aportes de agua por captación de niebla, sino que también reduce las pérdidas por evaporación debido a la menor radiación y a la mayor humedad atmosférica que generan (Bruijnzeel, Mulligan y Scatena, 2011).

La interceptación de las nubes es muy estacional en muchas regiones y se convierte en un componente más crucial de los recursos hídricos totales durante las estaciones secas y, por tanto, en el mantenimiento de los caudales en esos períodos secos. En comparación con los bosques montanos que no se ven afectados por la niebla o las nubes bajas, los flujos de agua de los bosques de niebla tropicales tienden a ser más estables durante los períodos prolongados de baja precipitación (Bruijnzeel, 2001).

Los bosques de niebla tropicales son importantes para la protección de los suelos porque a menudo se encuentran en pendientes pronunciadas, que suelen ser muy susceptibles a la erosión y al movimiento de masas si se eliminan los bosques (Bruijnzeel, 2004). Los bosques de niebla tropicales son también un punto clave prioritario para la conservación de la biodiversidad debido a su gran riqueza de especies y endemismo (Hamilton, Juvik y Scatena, 1995; Beck *et al.*, 2008; Bendix *et al.*, 2013), especialmente para las epífitas (Gentry y Dodson, 1987) y los insectos (Brehm *et al.*, 2005).

Amenazas para las relaciones entre el bosque de niebla tropical y el agua

Dado que los bosques de niebla tropicales se desarrollan en condiciones climáticas y topográficas particulares, su distribución espacial es naturalmente fragmentada y de extensión restringida. Son relativamente escasos: las estimaciones de la superficie de los bosques de niebla tropicales oscilan entre el 1% y el 14% de la superficie total de los bosques tropicales de todo el mundo (Bruijnzeel, Mulligan y Scatena, 2011; Mulligan, 2011). Del total de bosques de niebla tropicales cartografiados, el 43% están en Asia, el 41%, en América y el 16%, en África. (Mulligan, 2011; Hamilton, Juvik y Scatena, 1995).

Se carece de datos actualizados sobre el cambio en la superficie de los bosques de niebla tropicales; se ha estimado que el 55% de la cobertura original se había perdido ya en el año 2000 (Mulligan, 2011) y que la tasa de deforestación anual para los bosques tropicales montanos (incluidos los de niebla) en América Latina es del 1,55% (Armenteras *et al.*, 2017). La conversión a la agricultura y el pastoreo de ganado son los principales impulsores de la deforestación en los bosques de niebla tropicales (Scatena *et al.*, 2011; Aide, Ruiz-Jaen y Grau, 2010; Armenteras *et al.*, 2017). Sin

embargo, en todo el mundo se han abandonado grandes superficies de pastos creadas en terrenos anteriormente ocupados por bosques de niebla tropicales, dando lugar a bosques secundarios (Scatena *et al.*, 2011; Mulligan 2011). La sobreexplotación y las hierbas invasoras, como el helecho, son también amenazas importantes (Aide, Ruiz-Jaen y Grau, 2010). La tala selectiva no planificada suele implicar la explotación de especies maderables de alto valor, por ejemplo, de las familias *Juglandaceae*, *Lauraceae* y *Podocarpaceae*, lo que provoca la degradación de los bosques y, por tanto, aumenta la probabilidad de conversión a usos agrícolas de la tierra.

Otra amenaza importante para los bosques de niebla tropicales es el cambio climático: debido a sus requisitos climáticos restrictivos y a su distribución fragmentada, los bosques de niebla tropicales son muy vulnerables al aumento de las temperaturas y a las alteraciones de los patrones de precipitación y distribución de las nubes (Feeley *et al.*, 2013; Lutz, Powell y Silman, 2013). Las alteraciones de la altitud a la que se produce la condensación de las nubes y el aumento de la evapotranspiración, ambos factores posibles debido al calentamiento global, reducirían la superficie de terreno montañoso directamente expuesta a las nubes (Still, Foster y Schneider, 1999; Bruijnzeel, 2004). Las proyecciones recientes indican que la inmersión de las nubes podría reducir o secar entre el 57 y el 80% de los bosques de niebla tropicales neotropicales (Helmer *et al.*, 2019). Esto haría que los bosques de niebla tropicales sean más susceptibles a los incendios, las enfermedades y las especies invasoras, reduciendo la resiliencia del ecosistema. Es probable que las repercusiones de estas alteraciones en los ciclos hídricos del bosques de niebla tropicales sean considerables, provocando reducciones en la disponibilidad de agua en las partes bajas de las cuencas hidrográficas; sin embargo, estas repercusiones están poco estudiadas.

La conversión de los bosques de niebla tropicales en cultivos anuales y pastos provoca un aumento del volumen de escorrentía superficial porque la compactación del suelo reduce la capacidad de infiltración (Bruijnzeel, 2004). Aunque la transpiración de los bosques se reduce significativamente, provocando un aumento general del caudal de los arroyos (Bruijnzeel, 2005), esa agua extra del suelo no compensa la pérdida de capacidad de infiltración del suelo; los picos de escorrentía aumentan durante las estaciones de lluvia y los caudales disminuyen en las estaciones secas (Bruijnzeel, 1989; 2004). La tala del bosque también reduce la interceptación de agua de lluvia y niebla por parte de los árboles y las epífitas (Bruijnzeel, 2004). La sustitución de los bosques de niebla tropicales maduros por pastos ha disminuido el aporte de agua en los Andes venezolanos y en el este de México central (Ataroff y Rada, 2000; Holwerda *et al.*, 2010; Muñoz-Villers y López-Blanco, 2008).

El abandono de la agricultura y el pastoreo de ganado en los antiguos bosques de niebla tropicales permite el desarrollo de bosques de niebla tropicales secundarios, pero estos bosques más jóvenes captan menos agua de las precipitaciones y la niebla que los bosques maduros (8% frente al 17% en México; Holwerda *et al.*, 2010). No obstante, el rendimiento del agua es mayor en los bosques de niebla tropicales secundarios, probablemente debido a la mayor capacidad de almacenamiento de las copas de los bosques de niebla tropicales maduros. Esto, a su vez, se debe a que el área foliar por unidad de superficie de suelo y la biomasa de epífitas son mayores en los bosques de niebla tropicales maduros, contribuyendo a la captura y almacenamiento de agua (Holwerda *et al.*, 2010; Köhler *et al.*, 2011). Las epífitas son abundantes en las copas de los bosques de niebla tropicales, poseen una gran capacidad de almacenamiento de agua y pueden liberar el agua almacenada lentamente (Veneklaas *et al.*, 1990). Sin embargo, a pesar de su considerable capacidad de almacenamiento de agua, la contribución de las epífitas no vasculares a la interceptación global de las precipitaciones es relativamente baja (6%; Hölscher *et al.*, 2004). Las reducciones de la superficie de las hojas y las epífitas en los bosques de niebla tropicales secundarios disminuyen la retención de agua en el dosel y la evaporación, aumentando así las entradas de agua en el suelo

(Nadkarni *et al.*, 2004; Ponette-González, Weathers y Curran, 2010). Sin embargo, en general, Muñoz-Villers *et al.* (2012) encontraron un comportamiento hidrológico muy similar entre un bosque de niebla tropical secundario de 20 años y un bosque de niebla tropical maduro en México, mostrando el valor de la regeneración natural en la recuperación del funcionamiento hidrológico en los bosques de niebla tropicales.

La erosión del suelo es un impacto potencialmente importante de cualquier tipo de operación forestal en los trópicos húmedos (Bruijnzeel, 1992). La entrada resultante de sedimentos en los ríos reduce la calidad del agua y la capacidad de los canales, lo que puede aumentar el riesgo de inundaciones (Chappell *et al.*, 2005).

Gestión de los bosques de niebla para los servicios hidrológicos

Dado su papel esencial en el ciclo hidrológico y como reservas de biodiversidad, la gestión de los bosques de niebla tropicales debería tener como objetivo la integración de múltiples servicios ecosistémicos, incluidos los relacionados con el agua, el suelo y la biodiversidad. Los objetivos de gestión pueden variar mucho, desde la conservación hasta la producción de madera, dependiendo del contexto socioeconómico y biogeográfico.

Lo ideal sería proteger todos los bosques de niebla tropicales antiguos debido a sus valiosas funciones ecosistémicas. Sin embargo, es probable que esto solo ocurra cuando la presión de otros usos del suelo sea baja o la aplicación de medidas de conservación sea alta, lo que no ocurre en muchas zonas. La tala selectiva no planificada es común entre las comunidades que se encuentran en los bosques de niebla tropicales o en sus proximidades (Hölscher *et al.*, 2010; Toledo-Aceves *et al.*, 2011), pero los impactos de esta explotación en los servicios hidrológicos no se han evaluado sistemáticamente. El uso de los bosques de niebla tropicales para la producción comercial de madera es poco frecuente, sin duda debido a los bajos volúmenes de madera comercial y las tasas de crecimiento; además, las fuertes pendientes de la mayoría de los bosques de niebla tropicales hacen que la extracción de madera sea complicada y costosa.

La tala de bajo impacto debería aplicarse en cualquier operación de recolección en los bosques de niebla tropicales, adaptando sus elementos clave de planificación previa a la tala; el mantenimiento de zonas de amortiguamiento de arroyos con vegetación; la programación de las operaciones para evitar los períodos muy húmedos y minimizar la compactación del suelo; y las medidas posteriores a la tala, como la formación de barreras en el suelo y la instalación de desagües transversales en las pistas de arrastre (Cassells y Bruijnzeel, 2005). La tala direccional es también una medida importante para minimizar el riesgo para los trabajadores y los daños a los árboles cosechados y a los posibles cultivos.

La minimización de las perturbaciones en los bosques situados en pendientes muy pronunciadas es crucial. Entre los medios para reducir el impacto de la extracción de troncos en los bosques de niebla tropicales mediante la reducción de la necesidad de carreteras de transporte, que pueden tener un impacto sustancial en la hidrología y aumentar la erosión, se incluyen el uso de caballos para el arrastre; aserraderos móviles o bastidores de motosierra para fresar los troncos *in situ*; y el arrastre con cables (Günter *et al.*, 2008).

Dadas las funciones protectoras de los bosques de niebla tropicales para los suelos y su papel en el ciclo hidrológico, la cubierta forestal permanente y la estructura del bosque deberían mantenerse siempre que sea posible (Aus der Beek y Sáenz, 1992). Los sistemas de selección policíclica son los que mejor lo permiten, y la tala de árboles debe evitarse en los bosques de niebla tropicales. Garantizar la competitividad financiera de la recolección selectiva de la madera en comparación con otros usos de la tierra puede requerir un esquema de PSAH (Günter, 2011; Knoke *et al.*, 2014).

Los esquemas de PSAH han sido muy populares en los bosques de niebla tropicales como medio para compensar a los propietarios de las tierras y reducir así la deforestación y la escasez de agua. Sin embargo, para que los PSAH sean eficaces, los

RECUADRO 5.9

Un esquema de pago por los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques de niebla en México

Los programas de pago por servicios hidrológicos en México comenzaron en el centro de Veracruz, donde una combinación de altas tasas de deforestación, pérdidas asociadas de servicios hidrológicos como la regulación de la calidad del agua y los ciclos de inundación y sequía, así como el cambio climático hicieron que la gestión sostenible de los recursos hídricos y forestales fuera una de las principales prioridades de los responsables. El Cuadro 5.1 resume los dos programas principales de la región, uno en la cuenca de los Gavilanes, que proporciona el 90% del suministro de agua para la ciudad de Coatepec, y el otro en la cuenca del Pixquiah, que proporciona el 40% del suministro de agua para la ciudad de Xalapa, ambos cofinanciados por la Comisión Nacional Forestal, los operadores locales de agua y los gobiernos municipales.

CUADRO 5.1

Los puntos fuertes y débiles de dos esquemas de pago por servicios hidrológicos en Veracruz, México

	Fidecoagua (Coatepec)	Acuerdos por Nuestra Agua (Xalapa)
Ventajas	<p>Primer esquema de pago por servicios ecosistémicos en México (2002)</p> <p>Financiación estable, con una cuota de 2 MXN incluida en las facturas de agua</p> <p>Novedoso programa "Adopta una hectárea" para conservar las fincas de café de sombra</p> <p>La cuenca hidrográfica objetivo se encuentra en su totalidad en un municipio</p>	<p>Iniciado por Sendas, una organización no gubernamental, en 2005</p> <p>Novedosa combinación de pagos en efectivo y asistencia técnica para promover alternativas sostenibles (Nava-López <i>et al.</i>, 2018)</p> <p>Enfoque basado en la ciencia para concentrar los pagos en zonas hidrológicas prioritarias</p> <p>Monitoreo a largo plazo mediante la ciencia ciudadana</p> <p>Alianzas y redes sociales significativamente más fuertes con mayores impactos en el bienestar de los propietarios (Torres-Pérez, 2018)</p>
	<p>Ambos programas hacen un monitoreo de la deforestación, que ha disminuido significativamente en las zonas en las que se ejecutan los esquemas (en un 5,5 % en comparación con las zonas en las que se ejecutan), sin que se detecten fugas (Von Thaden <i>et al.</i>, 2019)</p>	
Desventajas	<p>Dirigido por el gobierno, con crecimiento y creatividad limitados</p> <p>Pocos esfuerzos para asociarse con otros sectores</p>	<p>Falta de un marco legal que hace que la financiación y el apoyo de los gobiernos locales sean inestables</p> <p>Funcionamiento políticamente complicado en varios municipios</p>
	<p>Ambos programas se centran más en los proveedores de agua que en los usuarios, mientras que estos últimos podrían ayudar a garantizar el apoyo político a largo plazo</p> <p>Ambos programas tienen una escasa adicionalidad, ya que solo el 38,5 % de los pagos se realizan en zonas de alto riesgo de deforestación (Von Thaden <i>et al.</i>, 2019)</p>	

Fuente: Compilado por Robert H. Manson.

beneficios financieros deben ser comparables con los costes de oportunidad asociados a la no conversión a pastos u otras actividades de uso de la tierra; en el Recuadro 5.9 se presenta un estudio de caso en México, y también ha habido experiencias prometedoras en Bolivia (Estado Plurinacional de), China, Colombia, Costa Rica, Ecuador, la República Dominicana y Viet Nam; sin embargo, hay pocas en África (Asquith, Vargas y Wunder, 2008; Bösch, Elsasser y Wunder, 2019).

En los bosques de niebla tropicales degradados, puede ser necesario realizar esfuerzos para restaurar la estructura y la función. La restauración pasiva, es decir, la que no implica ninguna intervención activa (aunque requiere la disminución o exclusión de los factores que causaron la degradación, como el pastoreo), los procesos naturales determinarán la estructura y la función del bosque. Este tipo de restauración requiere menos inversión que la restauración activa, pero su eficacia depende de la intensidad y el tipo de uso anterior del suelo y de la calidad del paisaje circundante. Por ejemplo, la regeneración natural del bosque tropical montano en pastos abandonados puede verse limitada por la escasa llegada de semillas y la ausencia de dispersores de semillas (Aide, Ruiz-Jaen y Grau, 2010); la competencia con especies pioneras (por ejemplo, hierbas y helechos; Aide, Ruiz-Jaen y Grau, 2010); y los microhábitats desfavorables (por ejemplo, debido a la alta radiación solar, la compactación del suelo, la erosión y la infertilidad; Holl, 1999). Además, mientras que podría lograrse una diversidad arbórea relativamente alta a través de la restauración pasiva en los paisajes del bosques de niebla tropicales (Muñiz-Castro, Williams-Linera y Benayas, 2006; Trujillo-Miranda *et al.*, 2018), se han observado tasas variables de recuperación de otros taxones importantes para las epífitas y los insectos (Köhler *et al.*, 2011; Adams y Fiedler, 2015). Además, la lenta recuperación de los servicios de aprovisionamiento conseguida mediante la restauración pasiva aumenta el riesgo de conversión en tierras agrícolas. Se han reportado menores tasas de recuperación de la vegetación con el aumento de la distancia a los bosques de niebla tropicales maduros (Muñiz-Castro, Williams-Linera y Benayas, 2006; Trujillo-Miranda *et al.*, 2018). Por lo tanto, debería fomentarse la restauración activa en paisajes con pocos restos de bosques de niebla tropicales, pequeños o degradados, o con una alta presión de conversión forestal.

Se pueden seguir varias estrategias de restauración activa en función de los objetivos de gestión y el contexto económico, social y medioambiental. El enfoque más común es establecer plantaciones en zonas deforestadas, que, al aumentar la cubierta forestal, pueden mejorar la infiltración y la escorrentía y ayudar a reducir la erosión, la sedimentación y las inundaciones aguas abajo. Se deben intentar establecer mezclas de especies autóctonas para restaurar parte de la diversidad arbórea original y aumentar así la resiliencia de los bosques y fomentar el crecimiento de especies vegetales autóctonas en los sotobosques de las plantaciones (Aide, Ruiz-Jaén y Grau, 2010; Liu *et al.*, 2018; Trujillo-Miranda *et al.*, 2018). En los paisajes con pocos parches o parches distantes de bosque de niebla tropicales existentes, prácticas como la instalación de perchas para aves, la siembra directa de semillas y la translocación del suelo pueden ayudar a establecer núcleos de vegetación nativa (Boanoares y de Azevedo, 2014).

El diseño de la restauración de los bosques de niebla tropicales debería tener en cuenta la posibilidad de que se produzcan alteraciones en las condiciones biofísicas asociadas al cambio climático y, cuando sea necesario, dar cabida a la posible redistribución futura de las especies arbóreas hacia altitudes y latitudes más elevadas. En Colombia, Costa Rica y el Perú se han observado cambios en la distribución de las especies arbóreas del bosque de niebla tropicales hacia elevaciones más altas y un aumento de la mortalidad en elevaciones más bajas, en respuesta al aumento de las temperaturas (Feeley *et al.*, 2011; 2013; Duque, Stevenson y Feeley, 2015). La migración asistida de especies vegetales a través de plantaciones de enriquecimiento utilizando especies arbóreas de bosque de niebla tropicales tolerantes a la sombra en sitios por encima del límite reportado de su distribución actual ha demostrado ser prometedor como estrategia de mitigación del cambio climático (García-Hernández *et al.*, 2019).

Necesidades de investigación en los bosques de niebla tropicales y vacíos de conocimiento

Dada la gran diversidad de tipos de bosques de niebla tropicales y la falta de datos en la mayoría de los países, es esencial hacer un monitoreo de los cambios en la cobertura de

este tipo de bosques y analizar los factores que los impulsan para mejorar la comprensión de las causas de la pérdida del bosque de niebla tropicales y las formas de reducirla.

Es necesario evaluar las relaciones entre el cambio en la cobertura de los bosques de niebla tropicales y los servicios hidrológicos bajo varios regímenes climáticos a escala de cuenca. Una de las prioridades debería ser la identificación de las causas de la disminución de los caudales en la estación seca y el desarrollo de enfoques para restaurar la función hidrológica. También es necesario investigar más los efectos de los cambios en los ciclos de agua de los bosques de niebla tropicales sobre la erosión y los desprendimientos. Un mayor conocimiento de este aspecto apoyaría la elaboración de esquemas de gestión integrada de los recursos hídricos a escala de la cuenca.

Hay una falta de conocimiento sobre la relación entre la biodiversidad y los ciclos del agua en los bosques de niebla tropicales. La gestión de los servicios hidrológicos no debe suponer una compensación con la conservación de la biodiversidad. De hecho, una alta biodiversidad en los bosques de niebla tropicales podría aumentar la resiliencia de los ecosistemas ante la alteración de los patrones de precipitación y formación de nubes. Las especies arbóreas de los bosques de niebla tropicales difieren en su tolerancia y respuestas al cambio ambiental; aunque algunas especies podrían ser más vulnerables, otras podrían tener más éxito a medida que cambian las condiciones (Feeley *et al.*, 2011, 2013; Toledo-Aceves *et al.*, 2019). Los estudios sobre los cambios hidrológicos a largo plazo a escala de la cuenca asociados a la tala selectiva en los bosques de niebla tropicales bajo diversas intensidades de tala, edades y estructuras forestales generarían información valiosa para la planificación regional de los recursos hídricos y la conservación de estos bosques.

Es necesario realizar más investigaciones para comprender mejor los impactos hidrológicos del cambio climático en los bosques de niebla tropicales: las áreas de estudio incluyen la cuantificación de los cambios asociados en la eliminación de la niebla, el uso del agua en los bosques y, en última instancia, el flujo de los cursos hídricos. También es necesario conocer mejor cómo los cambios en la composición de las comunidades de árboles como consecuencia del aumento de las temperaturas podrían afectar al rendimiento hídrico. Este conocimiento es esencial para el diseño de medidas eficaces de mitigación del cambio climático. La gestión adaptativa requiere flexibilidad, ya que los conocimientos generados por el monitoreo y la evaluación se utilizan para modificar las prácticas de gestión con el fin de garantizar la prestación óptima de los servicios hidrológicos.



Bosque de niebla en Veracruz, México

BOSQUES DE ZONAS SECAS

Puntos clave

- Las zonas secas son el sustento de millones de personas en todo el mundo.
- Los bosques y árboles de las zonas secas sobreviven y crecen con recursos hídricos limitados, pero también influyen en varios componentes del ciclo del agua y en la disponibilidad de esta.
- Las estrategias de gestión de los bosques de zonas secas, como la apertura de las copas, la poda y la selección de especies, podrían ayudar a combatir la escasez local de agua aumentando la recarga del suelo y de las aguas subterráneas.
- Dada la complejidad de la gestión multiobjetivo y la variabilidad intrínseca de los bosques y otros de zonas secas con árboles, es necesario un mayor esfuerzo para
- cuantificar y valorar los bienes y servicios ecosistémicos producidos en estos sistemas y las opciones de gestión disponibles.
- La reutilización de las aguas residuales puede ayudar a mantener los servicios ecosistémicos de las zonas secas ante la escasez de agua.

Las zonas secas son biomas caracterizados por la escasez de agua; pueden definirse como tierras en las que la relación entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial total anual, conocida como índice de aridez, es inferior a 0,65. El frágil equilibrio entre el aporte y el consumo de agua hace que las zonas secas se enfrenten a una amplia gama de amenazas y desafíos, como la baja productividad, el estrés hídrico, la variabilidad y el cambio climático, el alto riesgo de desastres y peligros naturales, la marginalidad y la lejanía, la migración y la presión demográfica (Schwilch, Liniger y Hurni, 2014). Las zonas secas acogen a unos 2 000 millones de personas y cubren el 41% de la superficie terrestre del mundo (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005c); por lo tanto, una parte importante de la población mundial depende directamente de los servicios ecosistémicos de las zonas secas para su subsistencia e ingresos. El 72% de las zonas secas se encuentran en países de ingresos bajos y medios (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005c), lo que, sumado a su, a menudo, baja productividad, puede explicar la relativamente escasa atención que reciben.

Los bosques (según la definición de la FAO, 2020a) cubren el 17,7% (1 079 millones de ha) de la superficie total de las zonas secas a nivel mundial, lo que hace que dichos bosques (véase el Recuadro 5.10) tengan una extensión similar a la de los bosques húmedos tropicales (1 156 millones de ha) (Bastin *et al.*, 2017).

Además de los 1 079 millones de hectáreas de bosques en las zonas secas, hay árboles en otros 583 millones de hectáreas de otras tierras boscosas, definidas como una cubierta de dosel de árboles del 5 al 10%, así como fuera de los bosques y otras tierras boscosas en tierras de cultivo, zonas urbanas y otras tierras (FAO, 2019). Se estima que casi el 30% de la superficie de las tierras de cultivo en zonas secas tiene al menos algo de cobertura arbórea (FAO, 2019). Si se tienen en cuenta los bosques, otras tierras boscosas y los árboles fuera de los bosques, los árboles están presentes en 2 000 millones de hectáreas de zonas secas, lo que supone el 32% de la superficie total de las mismas. África tiene la mayor superficie de zonas secas (32% del total mundial), seguida de Asia, América del Norte, Oceanía, América del Sur y Europa (FAO, 2019).

Amenazas a las relaciones bosque-agua en las zonas secas

Los bosques y los árboles de las zonas secas se enfrentan a limitaciones climáticas, tanto por el calor como, sobre todo, por los cambios en la disponibilidad de agua (IPCC, 2021), que aumentan la importancia de los procesos y las propiedades del suelo en la regulación y la magnitud de los problemas relacionados con el agua, especialmente los

RECUADRO 5.10
¿Qué son los bosques de zonas secas?

La mayoría de los bosques de zonas secas y otras tierras arboladas se encuentran en las zonas semiáridas y subhúmedas secas (Bastin *et al.*, 2017; FAO, 2019). Los árboles y arbustos de las zonas secas han desarrollado adaptaciones funcionales eficaces para hacer frente a la combinación de altas temperaturas y escasez de agua, todo lo cual tiene claros beneficios para el funcionamiento y la supervivencia de las plantas, pero conlleva costes relacionados con el uso del agua, la retención de carbono y el enfriamiento de las hojas (Peguero-Pina *et al.*, 2020). Dichas adaptaciones incluyen modificaciones en el ángulo, tamaño y forma de las hojas y en las tasas de transpiración diseñadas para, por ejemplo, reducir la energía lumínica absorbida, mejorar la capacidad de disipación de calor y reducir el consumo de agua de la planta (Peguero-Pina *et al.*, 2020).

La vegetación leñosa y los bosques de las zonas secas generan diversos servicios ecosistémicos que apoyan los medios de vida de muchas personas, como el suministro de alimentos, forraje, combustible, fibra y recursos genéticos; la purificación del agua; la regulación del ciclo hidrológico; la mitigación de las inundaciones; la minimización de la erosión; el mantenimiento de la fertilidad del suelo; la provisión de hábitats para la fauna y la flora; y las contribuciones a la identidad y la diversidad culturales, los paisajes culturales y los valores patrimoniales (Shvidenko *et al.*, 2005; Jindal, Swallow y Kerr, 2008; Chidumayo y Gumbo, 2010; Asbjornsen *et al.*, 2014; Sinare y Gordon, 2015).

que tienen que ver con su almacenamiento (por ejemplo, la profundidad del suelo, la infiltrabilidad, el almacenamiento de agua en profundidad y la erosión). Los bosques y árboles de las zonas secas se enfrentan a varias amenazas abióticas y bióticas, como los incendios forestales, las plagas de insectos y las sequías graves (Petrie *et al.*, 2017), que pueden reducir su capacidad de persistir en sus áreas de distribución geográficas actuales y de colonizar nuevos hábitats (Bell, Bradford y Lauenroth, 2014; Rehfeldt *et al.*, 2014). Por lo tanto, la persistencia de los bosques y árboles de las zonas secas en el siglo XXI dependerá cada vez más de la regeneración de los árboles, que, sin embargo, solo fue episódica en el siglo XX y se limitó a períodos poco frecuentes de condiciones climáticas y ambientales favorables (Savage, Brown y Feddema, 1996; Mast *et al.*, 1999; Brown y Wu, 2005).

Según las proyecciones del cambio climático, la aparición de condiciones climáticas favorables para los árboles y bosques de las zonas secas será aún menos frecuente en el futuro, lo que disminuirá el potencial de regeneración y aumentará la amenaza a escala del ecosistema. Por lo tanto, aunque las proyecciones del cambio climático indican una expansión de los biomas de las zonas secas de entre el 11 y el 23% para finales de siglo (Feng y Fu, 2013; Huang *et al.*, 2017), el espacio de nicho impulsado por el clima para los bosques y los árboles de las zonas secas probablemente disminuirá, y el cambio climático alterará los rangos geográficos de las especies de árboles (Coops, Waring y Law, 2005; Van Mantgem *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2013), dando lugar a ecosistemas de zonas secas más áridos. Esto alterará significativamente la hidrología local al disminuir la capacidad de infiltración del suelo, al mismo tiempo que aumentará la escorrentía superficial y la evaporación del agua del suelo (D’Odorico *et al.*, 2006). Por ello, prácticas como la regeneración natural gestionada por los agricultores y la regeneración natural asistida son fundamentales para garantizar la persistencia de los árboles y los bosques en zonas secas y sus relaciones con el agua.

Gestión de los bosques y árboles de las zonas secas para los servicios hidrológicos

Comprender el agua como factor limitante, y sus múltiples interrelaciones con el suelo, la vegetación y el clima, es esencial para asegurar la provisión de bienes y servicios ecosistémicos de los bosques y árboles de las zonas secas. La disponibilidad de agua no solo afecta a la producción de determinados bienes y servicios, sino también a su sostenibilidad a largo plazo; el agua, por tanto, es el elemento clave que permite y mantiene el suministro de otros bienes y servicios ecosistémicos. Así pues, el agua es el recurso más crucial para la resiliencia socioecológica de los bosques de las zonas secas y debe constituir una base cuantitativa de cualquier enfoque de gestión (Falkenmark, Wang-Erlandsson y Rockström, 2019).

La importancia del agua en los bosques de zonas secas y otros ecosistemas con árboles requiere una gestión forestal ecohidrológica que determine las compensaciones entre el agua y la vegetación (Del Campo *et al.*, 2019a). Esto significa, entre otras cosas, modificar la cubierta forestal y arbórea y la composición de las especies en función del equilibrio local entre la disponibilidad y el consumo de agua. En este sentido, estrategias como la apertura del dosel, la poda y la selección de especies pueden ser eficaces para combatir la escasez de agua, aumentando la recarga del suelo y de las aguas subterráneas y, al mismo tiempo, para aumentar la resiliencia y la adaptación al cambio climático. La gestión forestal ecohidrológica en las zonas secas puede prestar un doble servicio, a saber, aumentar la resiliencia de los bosques y los árboles frente a la sequía y otras perturbaciones relacionadas con el agua y mejorar la seguridad hídrica de las personas. Es probable que las intensidades y estrategias de gestión óptimas, por ejemplo, que incluyan aclareos, podas y plantaciones, varíen en función de las características del ecosistema, incluso dentro de la misma cuenca o región (Del Campo *et al.*, 2019a).

Modificación del dosel. Del Campo *et al.* (2019b) informaron de un aumento significativo de la disponibilidad de agua de los árboles en un bosque de encinas de baja biomasa después de eliminar el 33% de la biomasa en pie; no se observó ningún aumento de la erosión del suelo durante cinco años después de este aclareo. Se informó de una disminución significativa de la vulnerabilidad climática en una plantación marginal de pino carrasco después del aclareo, que también disminuyó significativamente el riesgo de incendio al tiempo que aumentó la disponibilidad de agua (García-Prats *et al.*, 2016). Por lo tanto, la gestión de la biomasa forestal para dar forma a las relaciones árbol-suelo-agua puede aumentar la disponibilidad local de agua y, en consecuencia, el crecimiento y el vigor de los árboles mediante la reducción de la competencia entre ellos y la resiliencia de los bosques, y puede reducir el riesgo de incendios.

Sistemas agroforestales. Los árboles consumen bastante más agua que la vegetación de menor altura (Zhang, Dawes y Walker, 2001) y, a menudo, se ha desaconsejado el aumento de la cobertura arbórea en las zonas secas debido a los impactos negativos percibidos en la disponibilidad local de agua (Jackson *et al.*, 2005). Pero esto considera a los árboles como meros consumidores de agua, ignorando los muchos otros mecanismos por los que los árboles modifican la disponibilidad de agua. Una visión más matizada del impacto de los árboles en la disponibilidad de agua reconoce varias oportunidades para aumentar la seguridad hídrica en las zonas secas mediante el incremento de la cobertura arbórea (Sheil y Bargués Tobella, 2020). Uno de ellos surge de los beneficios de una cobertura arbórea moderada sobre la recarga de las aguas subterráneas (véase el Recuadro 5.11) (Ilstedt *et al.*, 2016). Los paisajes con cobertura arbórea abierta, por ejemplo, cuando los árboles se integran en las explotaciones en sistemas agroforestales, pueden mejorar la disponibilidad local de agua en comparación con paisajes similares sin árboles en los que la degradación del suelo ha reducido la infiltración. Así pues, la promoción y el mantenimiento de la agroforestería y el fomento de una gestión ecohidrológica activa que tenga en cuenta las especies arbóreas apropiadas, la cobertura arbórea óptima en función de los contextos ambientales locales y el control del pastoreo tienen el potencial de mejorar la seguridad hídrica en las zonas secas.

RECUADRO 5.11

Sistemas agroforestales: la importancia de la densidad de los árboles

Estudios recientes en los parques agroforestales de Saponé, en el centro de Burkina Faso, demuestran que los árboles pueden desempeñar un papel importante en la mejora de la recarga del agua profunda del suelo mediante la mejora de la capacidad de infiltración del suelo y el flujo preferencial (Bargués-Tobella *et al.*, 2014; Bargués-Tobella *et al.*, 2020; Ilstedt *et al.*, 2016). Ilstedt *et al.* (2016) demostraron que la cantidad de agua del suelo recogida a 1,5 m de profundidad alcanzó un máximo en las zonas periféricas del dosel de los árboles y disminuyó tanto hacia los troncos de los árboles como hacia el centro de las zonas abiertas adyacentes. Las conclusiones de un ejercicio de modelización basado en estos resultados y en datos adicionales sobre el uso del agua por parte de los árboles indicaron que, en este sistema, la recarga de las aguas subterráneas se maximiza con una cobertura arbórea intermedia (Ilstedt *et al.*, 2016). En los lugares en los que la densidad de árboles es inferior a esta cobertura arbórea óptima, el aumento de la cobertura arbórea incrementará la recarga de las aguas subterráneas porque los efectos positivos sobre las propiedades hidráulicas del suelo de los árboles adicionales superan su uso adicional de agua (pérdidas por evapotranspiración). Por encima del nivel óptimo, el aumento de las pérdidas por evapotranspiración superará los efectos positivos de los árboles, lo que provocará una reducción de la recarga de las aguas subterráneas. La densidad óptima de árboles para la recarga de las aguas subterráneas varía en función de las condiciones locales, pero es probable que una cobertura arbórea moderada mejore la disponibilidad local de agua en amplias zonas de las zonas secas. Estos resultados sugieren una visión más matizada del papel de la cobertura arbórea en la disponibilidad de agua en las zonas secas. Además, ponen de manifiesto el enorme potencial de mejora de la disponibilidad de agua mediante la gestión de la cubierta arbórea y prácticas adicionales como la selección de especies, la poda y el control del pastoreo. A escala de la cuenca, Suprayogo *et al.* (2020) descubrieron que, en una cuenca agroforestal de Rejoso, en la provincia de Java Oriental (Indonesia), existen umbrales de “amabilidad” de la infiltración entre los sistemas que son mayoritariamente “agro” y los que son mayoritariamente “forestales”, pero son deseables los sistemas con mayor cobertura arbórea.



Boswellia socotrana en un bosque de zona seca, Socotra, Yemen

Reutilización del agua. La reutilización de las aguas residuales tratadas en las zonas secas es una estrategia necesaria ante la escasez de agua. El uso de las aguas residuales tratadas de los sistemas agroforestales y de las aguas residuales domésticas para regar los bosques o alimentar los humedales naturales o construidos puede mejorar los servicios ecosistémicos de las zonas secas, incluso mejorando la calidad del agua. La irrigación sostenible de los bosques de las zonas secas con aguas residuales tratadas es una estrategia prometedora para aumentar la resiliencia de los bosques, disminuir el riesgo de incendios (tanto la tasa de propagación como la intensidad) y aumentar la provisión de bienes forestales y servicios ecosistémicos (por ejemplo, a través de los efectos de enfriamiento, la retención de carbono y la producción de biomasa). La creación de humedales para emular las funciones de los humedales naturales para las necesidades humanas (Haberl *et al.*, 2003) implica la construcción de ecosistemas capaces de reciclar nutrientes, purificar el agua, atenuar las inundaciones, mantener los caudales de los arroyos, recargar las aguas subterráneas y mejorar los medios de vida de la población local proporcionando, por ejemplo, pescado, agua limpia, forraje, biocombustible y servicios ecosistémicos. El diseño de los humedales construidos depende de las condiciones climáticas y del volumen de las aguas residuales tratadas. A menos que se traten adecuadamente, las aguas residuales pueden constituir un importante peligro para el medio ambiente y la salud en las zonas secas; los humedales construidos como componente principal de los sistemas de tratamiento de aguas residuales pueden ayudar a resolver un problema de contaminación al tiempo que producen agua de buena calidad (Tencer *et al.*, 2009). Los humedales construidos también pueden integrarse en los sistemas de producción agrícola y piscícola, donde los productos son utilizables o pueden reciclarse para lograr una eficiencia óptima; las comunidades pueden obtener beneficios económicos y ecológicos de dichos sistemas (Avellán y Gremillion, 2019).

El establecimiento de plantaciones forestales es otra estrategia habitual en las zonas secas, ya que proporciona un medio para la conservación del suelo y produce, al mismo tiempo, productos como forraje, fruta y combustible de madera (Jama, Elias y Mogotsi, 2006). Las plantaciones forestales pueden reducir la erosión, mitigar las tormentas de polvo y disminuir la sedimentación de los arroyos. En algunas circunstancias, también pueden reducir el caudal de los arroyos debido a un mayor uso del agua, con consecuencias potencialmente graves para la gestión del agua, la seguridad hídrica y el ecosistema en general (Mátyás, Sun y Zhang, 2013).

En algunos casos, como el descrito por Lima *et al.* (1990), las plantaciones orientadas a la producción en las zonas secas han disminuido considerablemente la disponibilidad de recursos hídricos. Al establecer y gestionar plantaciones forestales en zonas secas, el objetivo principal debería ser la provisión de servicios hidrológicos. La producción de madera, la conservación de la biodiversidad y la retención de carbono pueden ser beneficios adicionales, pero las plantaciones forestales tienen más probabilidades de ser sostenibles cuando se diseñan para reducir la erosión del suelo, regular los flujos de agua y proteger los embalses y otras infraestructuras de la sedimentación (Del Campo *et al.*, 2020).

Necesidades de investigación sobre los bosques de las zonas secas y lagunas de conocimiento

Garantizar la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos y mejorar los medios de vida de las personas en las zonas secas es fundamental para alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible, ya que muchos indicadores de bienestar y desarrollo humano son más bajos en las zonas secas que en otras regiones (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005c). Las compensaciones más críticas en los bosques de zonas secas están relacionadas con la asignación del agua (Birch *et al.*, 2010). Por lo tanto, es esencial comprender el papel del agua en los bosques de zonas secas, y es necesario investigar más sobre cómo las diferentes prácticas de gestión en los bosques, las zonas boscosas

y otros sistemas con árboles modifican las relaciones árbol-agua y la disponibilidad general de agua. Por ejemplo, la identificación de las especies arbóreas que mejor promueven el funcionamiento hidrológico del suelo y utilizan cantidades relativamente bajas de agua ayudaría a orientar la gestión ecohidrológica de los árboles y los bosques en las zonas secas, al igual que la determinación del nivel de cobertura arbórea que maximiza la recarga de las aguas subterráneas. Se necesita urgentemente un enfoque de la silvicultura basado en la ciencia y centrado en el agua.

Reconocer que los bosques de zonas secas proporcionan una amplia gama de servicios ecosistémicos no es suficiente para fomentar su conservación y gestión sostenible. Es esencial cuantificar el valor de estos servicios ecosistémicos y comunicar los resultados. Los pocos estudios existentes realizados en bosques de zonas secas han sido en su mayoría a corto plazo y a pequeña escala (Wangai, Burkhard y Müller, 2016). La valoración económica de los servicios hidrológicos en los bosques de zonas secas ayudaría a desarrollar esquemas de pago para compensar a los propietarios de tierras por la prestación de estos servicios e internalizar las externalidades positivas ofrecidas (Salzman *et al.*, 2018).



6 Referencias

- Aas, W., Mortier, A., Bowersox, V., Cherian, R., Faluvegi, G., Fagerli, H., *et al.* 2019. Global and regional trends of atmospheric sulfur. *Scientific Reports*, 9(1): 953, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37304-0>).
- Abbe, T.B., Dickerson-Lange, S., Kane, M., Cruickshand, P., Kaputa, M. y Soden, J. 2019. *Can wood placement in degraded channel networks result in large-scale water retention?* Seattle, Estados Unidos, Natural Systems Design. 20 p. Disponible en www.sedhyd.org/2019/openconf/modules/request.php?module=oc_program&action=view.php&id=51&file=1/51.pdf
- Abell, R., Asquith, N., Boccaletti, G., Bremer, L., Chapin, E., Erickson-Quiroz, A., Higgins, J., *et al.* 2017. *Beyond the source – The environmental, economic and community benefits of source water protection*. Arlington, (Estados Unidos de América) The Nature Conservancy.
- Aber, J.D., McDowell, W.H., Nadelhoffer, K.J., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S.G., Currie, W., Rustad, L. y Fernandez, I. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *BioScience*, 48: 921–934.
- Abrams, J.F., Hohn, S., Rixen, T., Baum, A. y Merico, A. 2016. The impact of Indonesian peatland degradation on downstream marine ecosystems and the global carbon cycle. *Global Change Biology*, 22(1): 325–337, (disponible en: <https://doi.org/10.1111/gcb.13108>).
- Adams, M.O. y Fiedler, K. 2015. The value of targeted reforestation for local insect diversity: a case study from the Ecuadorian Andes. *Biodiversity and Conservation*, 24(11):2709–2734.
- Aide, T.M., Ruiz-Jaén, M.C. y Grau, H.R. 2010. What is the state of tropical montane cloud forest restoration. En: L.A. Bruijnzeel, F.N. Scatena & L.S. Hamilton, eds. *Tropical montane cloud forests – Science for conservation and management*, pp. 101–109. Cambridge University Press.
- Ali, I., Greifeneder, F., Stamenkovic, J., Neumann, M. y Notarnicola, C. 2015. Review of machine learning approaches for biomass and soil moisture retrievals from remote sensing data. *Remote Sensing*, 7(12): 16398–16421.
- Alongi, D.M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29: 331–349.
- Alongi, D.M. 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3: 313–322.
- Analuddin, K., Septiana, A., Nasaruddin, Sabilu, Y. y Sharma, S. 2019. Mangrove fruit bioprospecting: nutritional and antioxidant potential as a food source for coastal communities in the Rawa Aopa Watumohai National Park, Southeast Sulawesi, Indonesia. *International Journal of Fruit Science*, 19: 423–436.
- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S. y Anderson, P. 2017. An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, 25(2): 271–282.
- Anderson, S.H., Udawatta, R.P., Seobi, T. y Garrett, H.E. 2009. Soil water content and infiltration in agroforestry buffer strips. *Agroforestry Systems*, 75: 5–16, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10457-008-9128-3>).
- Andréassian, V. 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291: 1–27.

- Aranda, I., Forner, A., Cuesta, B. y Valladares, F. 2012. Species-specific water use by forest tree species: from the tree to the stand. *Agricultural Water Management*, 114: 67–77.
- Arias, M.E., Cochrane, T.A., Lawrence, K.S., Killeen, T.J. y Farrell, T.A. 2011. *Paying the forest for electricity – A modelling framework to market forest conservation as payment for ecosystem services benefiting hydropower generation*. Cambridge University Press, (disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0376892911000464>).
- Armenteras, D., Espelta, J.M., Rodríguez, N. y Retana, J. 2017. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, 46: 139–147.
- Asbjornsen, H., Hernández-Santana, V., Liebman, M., Bayala, J., Chen, J., Helmers, M., Ong, C. y Schulte, L.A. 2014. Targeting perennial vegetation in agricultural landscapes for enhancing ecosystem services. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29: 101–125.
- Asquith, N.M., Vargas, M.T. y Wunder, S. 2008. Selling two environmental services – in-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. *Ecological Economics*, 65: 675–684.
- Astiani, D., Ekamawanti, H.A., Ekyastuti, W., Widiastuti, T., Tavita, G.E. y Suntoro, M. A. 2021. Tree species distribution in tropical peatland forest along peat depth gradients: Baseline notes for peatland restoration. *Biodiversitas*, 22: 2571–2578, (disponible en: <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220704>).
- Ataroff, M. y Rada, F. 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29: 440–444.
- Atwood, T.B., Connolly, R.M., Almahasheer, H., Carnell, P.E., Duarte, C.M., Lewis, C.J.E., Irigoien, X., Kelleway, J.J., Lavery, P.S. y Macreadie, P.I. 2017. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change*, 7: 523–528.
- Aus der Beek, R. y Sáenz, G. 1992. *Manejo forestal basado en la regeneración natural del bosque: estudio de caso en los robledales de altura de la Cordillera de Talamanca*. Turrialba, (Costa Rica) Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Avellán, T. y Gremillion, P. 2019. Constructed wetlands for resource recovery in developing countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 99: 42–57.
- Banco Europeo de Inversiones. 2019. *Investing in nature – Financing conservation and nature-based solutions. A practical guide for Europe*. Luxemburgo.
- Banco Mundial. 2012. *Inclusive green growth – The pathway to sustainable development*. Washington, D.C.
- Banco Mundial. 2016. The cost of fires. *Batiment International, Building Research and Practice*, 9(2): 68, (disponible en: <https://doi.org/10.1080/09613218108550926>).
- Baker, M.B., Jr, DeBano, L.F., Ffolliott, P.F. y Gottfried, G.J. 1998. Riparian-watershed linkages in the southwest. En: D.E. Potts, ed. *Rangeland management and water resources. Proceedings of the American Water Resources Association Specialty Conference*, pp. 347–357. Hendon (Estados Unidos de América).
- Bakker, K., ed. 2007. *Eau Canada – The future of Canada's water*. Vancouver (Canadá), UBC Press.
- Barbier, E.B. 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 22(49): 177–229.
- Bargués Tobella, A., Hasselquist, N.J., Bazié, H.R., Bayala, J., Laudon, H. y Ilstedt, U. 2020. Trees in African drylands can promote deep soil and groundwater recharge in a future climate with more intense rainfall. *Land Degradation & Development*, 31(1): 81–95, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/ldr.3430>).
- Bargués Tobella, A., Reese, H., Almaw, A., Bayala, J., Malmer, A., Laudon, H. y Ilstedt, U. 2014. The effect of trees on preferential flow and soil infiltrability in an agroforestry parkland in semiarid Burkina Faso. *Water Resources Research*, 50(4): 3342–3354, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/2013wr015197>).

- Barik, M.G., Adam, J.C., Barber, M.E. y Muhunthan, B. 2017. Improved landslide susceptibility prediction for sustainable forest management in an altered climate. *Engineering Geology*; 230: 104, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2017.09.026>).
- Baron, J.S., Poff, N.L., Angermeier, P.L., Dahm, C.M., Gleick, P.H., Hairston, N.G., et al. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*, 12(5):1247–1260.
- Barr, J.G., DeLonge, M.S. y Fuentes, J.D. 2014. Seasonal evapotranspiration patterns in mangrove forests. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119: 3886–3899.
- Barton, D.N., Benavides, K., Chacon-Cascante, A., Le Coq, J.-F., Quiros, M.M., Porras, I., Primmer, E. y Ring, I. 2017. Payments for ecosystem services as a policy mix: demonstrating the institutional analysis and development framework on conservation policy instruments. *Environmental Policy and Governance*, 27(5): 404–421, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/eet.1769>).
- Bastin, J.F., Berrahmouni, N., Grainger, A., Maniatis, D., Mollicone, D., Moore, R., et al. 2017. The extent of forest in dryland biomes. *Science*, 356(6338): 635–638.
- Bates, S. 2012. Bridging the governance gap: emerging strategies to integrate water and land use planning. *Natural Resources Journal*, 52(1): 61–97.
- Bathurst, J., Birkinshaw, S., Cisneros, F. y Iroumé, A. 2017. Forest impact on flood peak discharge and sediment yield in streamflow. En: N. Shama, ed. *River system analysis and management*, pp. 15–29, (disponible en: https://doi.org/10.1007/978-981-10-1472-7_2).
- Bayala, J. y Prieto, I. 2020. Water acquisition, sharing and redistribution by roots: applications to agroforestry systems. *Plant Soil*, 453: 17–28, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04173-z>).
- Bayala, J. y Wallace, J.S. 2015. The water balance of mixed tree crop systems. En: C.K. Ong, C. Black & J. Wilson, eds. *Tree-crop interactions*, pp. 146–190. 2nd edition. Agroforestry in a Changing Climate. CAB International.
- Beck, E., Bendix, J., Kottke, I., Makeschin, F. y Mosandl, R., eds. 2008. *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*. Volumen 198. Springer Science & Business Media.
- Beechie, T., Beamer, E., Collins, B. y Benda, L. 1996. Restoration of habitat-forming processes in Pacific Northwest watersheds: a locally adaptable approach to aquatic ecosystem restoration. En: D.L. Peterson & C.V. Klimas, eds. *The role of restoration in ecosystem management*, pp. 48–67. Madison (Estados Unidos de América), Society for Ecological Restoration.
- Beechie, T.J., Sear, D.A., Olden, J.D., Pess, G.R., Buffington, J.M., Moir, H., et al. 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, 60(3): 209–222.
- Bell, D., Bradford, J. y Lauenroth, W. 2014. Mountain landscapes offer few opportunities for high-elevation tree species migration. *Global Change Biology*, 20: 1441–1451.
- Bendix, J., Beck, E., Bräuning, A., Makeschin, F., Mosandl, R., Scheu, S. y Wilcke, W. 2013. *Ecosystem services, biodiversity and environmental change in a tropical mountain ecosystem*. Ecological Studies 221. Heidelberg (Alemania) Springer.
- Bennett, D.E., Gosnell, H., Lurie, S. y Duncan, S. 2014. Utility engagement with payments for watershed services in the United States. *Ecosystem Services*, 8: 56–64, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.02.001>).
- Bennett, E.M., Peterson, G.D. y Gordon, L.J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12: 1394–1404. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Bennett, G. y Leonardi, A. 2017. *State of European Markets 2017*. Watershed Investments, proyecto ECOSTAR.
- Bennett, G. 2016. *Alliances for green infrastructure – State of watershed investment 2016*. Ecosystem Market Place and Forest Trends.

- Bennett, G., Nathaniel, C. y Leonardi, A. 2014. *Gaining Depth – State of watershed investment 2014*. Washington, D.C. Forest Trends Ecosystem Marketplace.
- Bentrup, G. 2008. *Conservation buffers – Design guidelines for buffers, corridors, and greenways*. General Technical Report SRS-109. Asheville (Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Southern Research Station.
- Birch, J.C., Newton, A.C., Aquino, C.A., Cantarello, E., Echeverría, C., Kitzberger, T., Schiappacasse, I. y Tejedor Garavito, N. 2010. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(50): 21925–21930.
- Boanares, D. y De Azevedo, C.S. 2014. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. *Natureza & Conservação*, 12: 93–98.
- Boggs, J., Sun, G. y McNulty, S. 2015. Effects of timber harvest on water quantity and quality in small watersheds in the Piedmont of North Carolina. *Journal of Forestry*, 114(1): 27–40, (disponible en: <https://doi.org/10.5849/jof.14-102>).
- Boggs, J., Sun, G., Domec, J.-C., McNulty, S. y Treasure, E. 2015. Clearcutting upland forest alters transpiration of residual trees in the riparian buffer zone. *Hydrological Processes*, 29(24): 4979–4992, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/hyp.10474>).
- Bohn, B.A. y Kershner, J.L. 2002. Establishing aquatic restoration priorities using a watershed approach. *Journal of Environmental Management*, 64(4): 355–363.
- Bonet, J.A., De-Miguel, S., Martínez de Aragón, J., Pukkala, T. y Palahí, M. 2012. Immediate effect of thinning on the yield of *Lactarius group deliciosus* in *Pinus pinaster* forests in Northeastern Spain. *Forest Ecology and Management*, 265: 211–217, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.039>).
- Boon, T.E., Meilby, H. y Thorsen, B.J. 2004. An empirically based typology of private forest owners in Denmark: improving communication between authorities and owners. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19:sup004: 45–55, (disponible en: <https://doi.org/10.1080/14004080410034056>).
- Borchers, J.G. y Perry, D.A. 1990. Effects of prescribed fire on soil organisms. In: J.D. Walstad, S.R. Radosovich & D.V. Sandberg, eds. *Natural and prescribed fire in Pacific Northwest forests*, pp. 143–157. Corvallis, Estados Unidos, Oregon State University Press.
- Boretti, A. y Rosa, L. 2019. Reassessing the projections of the World Water Development Report. *npj Clean Water*, 2: 15. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41545-019-0039-9>
- Borrelli, P., Panagos, P., Marker, M., Modugno, S. y Schütt, B. 2017. Assessment of the impacts of clear-cutting on soil loss by water erosion in Italian forests: first comprehensive monitoring and modeling approach. *Catena*, 149: 770–781.
- Bosch, J.M. y Hewlett, J.D. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55: 3–23.
- Bösch, M., Elsasser, P. y Wunder, S. 2019. Why do payments for watershed services emerge? A cross-country analysis of adoption contexts. *World Development*, 119: 111–119.
- Bourgeau-Chavez, L., Endres, S. L., Graham, J. A., Hribljan, J. A., Chimner, R., Lillieskov, E. A., y Battaglia, M. 2018. 6.04 - Mapping peatlands in boreal and tropical ecoregions. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences Comprehensive RemoteSensing, 6: 24-44, (disponible en: <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10544-5>. Recuperado de: <https://digitalcommons.mtu.edu/michigantech-p/509>).
- Bradstock, R.A. 2010. A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Global Ecology and Biogeography*, 19(2): 145–158.
- Brancalion, P.H.S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F.S.M., Almeyda Zambrano, A.M., et al. 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, 5(7): eaav3223.
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K. y Mooney, H.A. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of*

- Environment and Resources*, 32: 67–98, (disponible en : <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>).
- Brehm, G., Pitkin, L.M., Hilt, N. y Fiedler, K.** 2005. Montane Andean rain forests are aglobal diversity hotspot of geometrid moths. *Journal of Biogeography*, 32: 1621–1627.
- Broadmeadow, S. y Nisbet, T.R.** 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Science*, 8(3): 286–305, (disponible en: <https://doi.org/10.5194/hess-8-286-2004>).
- Browder, G., Ozment, S., Rehberger Bescos, I., Gartner, T. y Lange, G.-M.** 2019. *Integrating green and gray – Creating next generation infrastructure*. Washington, D.C. Banco Mundial e Instituto de Recursos Mundiales, (disponible en: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/31430>).
- Brown, J.K. y Smith, J.K.** 2000. *Wildland fire in ecosystems – Effects of fire on flora*. General Technical Report RMRS-GTR-42-Vol. 2. Fort Collins (Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Rocky Mountain Research Station.
- Brown, P. y Wu, R.** 2005. Climate and disturbance forcing of episodic tree recruitment in asouthwestern ponderosa pine landscape. *Ecology*, 86: 3030–3038.
- Bruijnzeel, L.A.** 1989. (De)forestation and dry season flow in the tropics: a closer look. *Journal of Tropical Forest Science*, 1: 229–243.
- Bruijnzeel, L.A.** 1992. Managing tropical forest watersheds for production: where contradictory theory and practice co-exist. En: F.R. Miller & K.L. Adam, eds. *Wise management of tropical forests*, pp. 37–75. Oxford (Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda de Norte), Oxford Forestry Institute.
- Bruijnzeel, L.A.** 2001. Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. *Land Use and Water Resources Research*, 1: 1.1–1.18.
- Bruijnzeel, L.A.** 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 185–128.
- Bruijnzeel, L.A.** 2005. Tropical montane cloud forest: a unique hydrological case. En: M. Bonell & L. A. Bruijnzeel, eds. *Forests, water and people in the humid tropics*, pp. 462–483. Cambridge University Press.
- Bruijnzeel, L.A., Mulligan, M. y Scatena, F.N.** 2011. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes*, 25(3): 465–498.
- Bryan, B.A., Gao, L., Ye, Y., Sun, X., Connor, J.D., Crossman, N.D., et al.** 2018. China's response to a national land-system sustainability emergency. *Nature*, 559(7713): 193–204, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0280-2>).
- Bunting, P., Rosenqvist, A., Lucas, R.M., Rebelo, L.M., Hilarides, L., Thomas, N., et al.** 2018. The global mangrove watch – a new 2010 global baseline of mangrove extent. *Remote Sensing*, 10(10): 1669.
- Burstein, F. y Holsapple, C.** 2008. *Handbook on decision support systems 1*, (disponible en: [10.1007/978-3-540-48713-5](https://doi.org/10.1007/978-3-540-48713-5)).
- Burt, T.P., Pinay, G., Matheson, F.E., Haycock, N. E., Butturini, A., Clement, J.C., et al.** 2002. Water table fluctuations in the riparian zone: comparative results from a pan-European experiment. *Journal of Hydrology*, 265: 129–148.
- Bushfire Earth Observation Taskforce.** 2020. *Report on the role of space based Earth observations to support planning, response and recovery for bushfires*. Agencia Espacial Australiana.
- Buultjens, J. y Gale, D.** 2006. White-water rafting: the industry, clients and their economic impact on Coffs Harbour, Australia. En: B. O'Mahony & P.A. Whitelaw, eds. *CAUTHE "to the city and beyond ..."* Actas, pp. 845–855. Council for Australasian Tourism and Hospitality Education (CAUTHE).
- Byram, G.M.** 1959. Combustion of forest fuels. En: K.P. Davis, ed. *Forest fire – Control and use*, pp. 61–123. Nueva York (Estados Unidos de América). McGraw-Hill.

- Cademus, R., Escobedo, F.J., McLaughlin, D. y Abd-Elrahman, A. 2014. Analyzing trade-offs, synergies, and drivers among timber production, carbon sequestration, and water yield in *Pinus elliotii* forests in southeastern USA. *Forests*, 5: 1409–1431, (disponible en: <https://doi.org/10.3390/f5061409>).
- Calder, I.R. 2007. Forests and water – ensuring forest benefits outweigh water costs. *Forest Ecology and Management*, 251: 110–120, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.015>).
- Cannell, M.G.R., Van Noordwijk, M. y Ong, C.K. 1996. The central agroforestry hypothesis: the trees must acquire resources that the crop would not otherwise acquire. *Agroforestry Systems*, 34: 27–31.
- Cao, S. 2008. Why large-scale afforestation efforts in China have failed to solve the desertification problem. *Environmental Science Technology*, 42: 1826–1831.
- Cao, S., Zhong, B., Yue, H., Zeng, H. y Zeng, J. 2009. Development and testing of a sustainable environmental restoration policy on eradicating the poverty trap in China's Changting County. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106: 10712–10716.
- Cao, S., Xu, C., Chen, L., Shankman, D., Wang, C., Wang, X. y Zhang, H. 2011. Excessive reliance on afforestation in China's arid and semi-arid regions: lessons in ecological restoration. *Earth Science Reviews*, 104: 240–245.
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Díaz, S., et al. 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(5): 1305–1312, (disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>).
- Carter, T.S., Clark, C.M., Fenn, M.E., Jovan, S., Perakis, S.S., Riddell, J. y Hastings, M.G. 2017. Mechanisms of nitrogen deposition effects on temperate forest lichens and trees. *Ecosphere*, 8(3): e01717, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/ecs2.1717>).
- Cassells, D.S. y Bruijnzeel, L.A. 2005. Guidelines for controlling vegetation, soil and water impacts of timber harvesting in the humid tropics. En: M. Bonell & L.A. Bruijnzeel, eds. *Forests, water and people in the humid tropics*, pp. 840–851. Cambridge University Press y Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- Cavaleri, M.A. y Sack, L. 2010. Comparative water use of native and invasive plants at multiple scales: a global meta-analysis. *Ecology*, 1(9): 2705–2715, (disponible en: <https://doi.org/10.1890/09-0582.1>).
- Cavender-Bares, J., Polasky, S., King, E. y Balvanera, P. 2015. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecology and Society*, 20(1): 17, (disponible en: <https://doi.org/10.5751/ES-06917-200117>).
- CEPE y FAO. 2018. *Forests and water – Valuation and payments for forest ecosystem services*. Ginebra(Suiza) Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa (CEPE) y FAO, (disponible en: <https://unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/sp-44-forests-water-web.pdf>).
- Chappell, N.A., Yusop, Z., Rahim, N.A., Tych, W. y Kasran, B. 2005. Spatially significant effects of selective tropical forestry on water, nutrient and sediment flows: a modelling-supported review. En: M. Bonell & L.A. Bruijnzeel, eds. *Forests, water and people in the humid tropics*, pp. 840–851. Cambridge University Press y Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- Che, J.X., Li, A.D. y Zhang, J.L. 2013. Forest soil water-holding capacity in karst peak-cluster depression areas. *Advanced Materials Research*, 726–731: 3690–3696.
- Chen, L.D., Wang, J.P., Wei, W., Fu, B.J. y Wu, D.P. 2010. Effects of landscape restoration on soil water storage and water use in the Loess Plateau Region, China. *Forest Ecology and Management*, 259(7): 1291–1298.
- Chidumayo, E.N. y Gumbo, D.J. 2010. *The dry forests and woodlands of Africa – Managing for products and services*. Londres. Earthscan.

- Chisholm, R.A. 2010. Trade-offs between ecosystem services: water and carbon in a biodiversity hotspot. *Ecological Economics*, 69: 1973–1987, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.013>).
- Ciudad of Seattle. 2000. *Final Cedar River watershed habitat conservation esquema. For the issuance of a permit to allow incidental take of threatened and endangered species*. Seattle (Estados Unidos de América).
- Clément, F., Ruiz, J., Rodríguez, M.A., Blais, D. y Campeau, S. 2017. Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments. *Ecological Indicators*, 72: 627–639. Doi: 10.1016/j.ecolind.2016.09.001
- Clerici, N., Weissteiner, C.J., Paracchini, L.M. y Strobl, P. 2011. *Riparian zones – Where green and blue networks meet. Pan-European zonation modelling based on remote sensing and GIS*. JRC Scientific and Technical Reports. Ispra (Italia) Centro Común de Investigación (CCI).
- Clerici, N., Weissteiner, C.J., Paracchini, M.L., Boschetti, L., Baraldi, A. y Strobl, P. 2013. Pan-European distribution modelling of stream riparian zones based on multi-source Earth Observation data. *Ecological Indicators*, 24: 211–223.
- Clough, B., Boto, K. y Attiwill, P. 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. En: H.J. Teas, ed. *Biology and ecology of mangroves*, pp. 151–161. Springer.
- Cluer, B. y Thorne, C. 2014. A stream evolution model integrating habitat and ecosystem benefits. *River Research and Applications*, 30(2): 135–154.
- Comisión Europea. 2020. *La Unión Europea y los bosques* [en línea]. Fichas temáticas sobre la Unión Europea, Bruselas [citado el 24 de abril de 2020], (disponible en: <https://www.europarl.europa.eu/factsheets/es/sheet/105/the-european-union-and-forests>).
- Coops, N., Waring, R. y Law, B. 2005. Assessing the past and future distribution and productivity of ponderosa pine in the Pacific Northwest using a process model, 3-PG. *Ecological Modelling*, 183: 107–124.
- Copeland, C. 2014. *Green infrastructure and issues in managing urban stormwater*. Congressional Research Service, (disponible en: <http://nationalaglawcenter.org/wp-content/uploads/assets/crs/R43131.pdf>).
- Copernicus. 2020. *Copernicus Global Land Service* [en línea]. Copernicus: Europe's eyes on Earth [Citado en julio de 2020], (disponible en: <https://land.copernicus.eu/global>).
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., et al. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1): 152–158, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>).
- Creed, I.F. y Van Noordwijk, M., eds. 2018. *Forest and water on a changing planet – Vulnerability, adaptation and governance opportunities. A global assessment report*. IUFRO World Series, Volumen 38. Viena. Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal (IUFRO).
- Creed, I.F., Jones, J.A., Archer, E., Claassen, M., Ellison, D., McNulty, S.G., et al. 2019. Managing forests for both downstream and downwind water. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2(64), (disponible en: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00064>).
- Creed, I.F., Weber, M., Accatino, F. y Kreutzweiser, D.P. 2016. Managing forests for water in the Anthropocene – the best kept secret services of forest ecosystems. *Forests*, 7(60), (disponible en: <https://doi.org/10.3390/f7030060>).
- Cumming, G. y Peterson, G. 2005. Ecology in global scenarios. En: S.R. Carpenter, P.L. Pingali, E.M. Bennet & M.B. Zurek, eds. *Ecosystems and human well-being – Scenarios*, pp. 45–70. Volume 2. Findings of the Scenarios Working Group, Millennium Ecosystem Assessment. Washington, D.C, Island Press.
- D'Amore, D.V., Oken, K., Herendeen, P.A., Steel, E.A. y Hennon, P.E. 2015. Carbon accretion in natural and thinned young-growth stands of the Alaskan perhumid coastal temperate rainforest. *Carbon Balance and Management*, 10: 25, (disponible en: <https://>

- doi.org/10.1186/s13021-015-0035-4).
- D’Odorico, P., Davis, K.F., Rosa, L., Carr, J.A., Chiarelli, D., Dell’Angelo, J., *et al.* 2018. The global food-energy-water nexus. *Reviews of Geophysics*, 56(3): 456–531.
- D’Odorico, P., Porporato, A., y Runyan, C. W. (Eds.). 2006. Dryland ecohydrology (Vol. 9). Dordrecht (Países Bajos). Springer.
- Dahdouh-Guebas, F., Mathenge, C., Kairo, J. y Koedam, N. 2000. Utilization of mangrove wood products around Mida Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users. *Economic Botany*, 54: 513–527.
- Dai, A., Qian, T., Trenberth, K.E. y Milliman, J.D. 2009. Changes in continental freshwater discharge from 1948 to 2004. *Journal of Climate*, 22: 2773–2792, (disponible en: <https://doi.org/10.1175/2008JCLI2592.1>).
- Dale, V.H., Brown, S., Haeuber, R.A., Hobbs, N.T., Huntly, N., Naiman, R.J., Riebsame, E., Turner, M.G. y Valone, T.J. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications*, 10(3): 639–670, (disponible en: <https://doi.org/10.2307/2641032>).
- Danielsen, F., Sørensen, M.K., Olwig, M.F., Selvam, V., Parish, F., Burgess, N.D., *et al.* 2005. The Asian tsunami: a protective role for coastal vegetation. *Science*, 310(5748): 643.
- Davey, S.M. y Sarre, A. 2020. Editorial: the 2019/20 Black Summer bushfires. *Australian Forestry*, 83: 47–51.
- Dargie, G.C., Lewis, S.L., Lawson, I.T., Mitchard, E.T.A., Page, S.E., Bocko, Y.E. e Ifo, S.A. 2017. Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. *Nature*, 542: 86, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/nature21048>).
- Daw, T., Brown, K., Rosendo, S. y Pomeroy, R. 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38(4): 370–379, (disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0376892911000506>).
- De Groot, R., Brander, L., Van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., *et al.* 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1): 50–61, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>).
- De Mello, K., Valente, R.A., Randhir, T.O. y Vettorazzi, C.A. 2018. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecological Indicators*, 93: 1293–1301, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>).
- De Oliveira Ramos, C.C. y Dos Anjos, L. 2014. The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird communities. *Natureza & Conservação*, 12(1): 59–64.
- De Paulo, F.L.L. y Camões, P.J.S. 2020. The role of the ecological fiscal transfers for water conservation policies. En: W. Leal Filho, U. Tortato & F. Frankenberger, eds. *Universities and sustainable communities – Meeting the goals of the Agenda 2030*, pp. 61–69. World Sustainability Series. Springer, (disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-030-30306-8_3).
- DEA [Departamento de Asuntos Medioambientales]. 2020. *Working for Water (WfW) programme* [en línea]. Sudáfrica [citado el 13 de abril de 2020], (disponible en: www.environment.gov.za/projectsprogrammes/wfw)
- DeBano, L.F., Neary, D.G. y Ffolliott, P.F. 1998. *Fire’s effects on ecosystems*. Nueva York (Estados Unidos de América). John Wiley & Sons.
- Debortoli, N.S., Dubreuil, V., Hirota, M., Filho, S.R., Lindoso, D.P. y Nabucet, J. 2016. Detecting deforestation impacts in Southern Amazonia rainfall using rain gauges. *International Journal of Climatology*, 37(6): 2889–2900, (disponible en: <http://dx.doi.org/10.1002/joc.4886>).
- DEFRA. 2013. *Payments for ecosystem services – A best practice guide*. Londres, (disponible en: www.gov.uk/government/publications/payments-for-ecosystem-services-pes-best-practice-guide)

- DEFRA. 2016. *DEFRA's payments for ecosystem services pilot projects 2012–15*. Londres.
- Del Campo, A., Segura-Orenga, G., Ceacero, C.J., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Reyna, S. y Hermoso, J. 2020. Reforesting drylands under novel climates with extreme drought filters: the importance of trait-based species selection. *Forest Ecology and Management*, 467: 118156, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118156>).
- Del Campo, A.D., González-Sanchis, M., García-Prats, A., Ceacero, C.J. y Lull, C. 2019b. The impact of adaptive forest management on water fluxes and growth dynamics in a water-limited low-biomass oak coppice. *Agricultural and Forest Meteorology*, 264: 266–282.
- Del Campo, A.D., González-Sanchis, M., Ilstedt, U., Bargués Tobella, A. y Ferraz, S. 2019a. Dryland forests and agrosilvopastoral systems: water at the core. *Unasylva*, 251: 27–35.
- Di Bella, C.M., Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. y Pinnock, S. 2006. Continental fire density patterns in South America. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 192–199.
- Ditomaso, J., Brooks, M., Allen, E., Minnich, R., Rice, P. y Kyser, G. 2006. Control of invasive weeds with prescribed burning. *Weed Technology*, 20(2): 535–548, (disponible en: <https://doi.org/10.1614/WT-05-086R1.1>).
- Dobrowolski, J.P. y Thurow, T.L. 1995. A practical rationale for implementing effective watershed-scale development: the EPIO approach. En: N.E. West, ed. *Proceedings of the Fifth International Rangeland Congress*, pp. 170–172. Vol. II. 23–28 de julio de 1995, Salt Lake City (Estados Unidos de América). Society for Range Management.
- Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M. y Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4:293–297.
- Dubois, A., Marco, O. y Evans, A. 2017. Forest management in head-watersheds: French approach for encompassing multiple ecosystem services. En: R. Tognetti, G.S. Mugnozsa & T. Hofer, eds. *Mountain watersheds and ecosystem services – Balancing multiple demands of forest management in head-watersheds*, pp. 131–138. Finlandia. Instituto Forestal Europeo.
- Dufour, S. y Rodríguez-González, P.M. 2019. *Riparian zone/riparian vegetation definition – Principles and recommendations*. Cooperación Europea en Ciencia y Tecnología, Comisión Europea and CONVERGES, (disponible en: <https://converges.eu/resources/riparian-zone-riparian-vegetation-definition-principles-and-recommendations>).
- Dufraisse, A. 2008. Firewood management and woodland exploitation during the late Neolithic at Lac de Chalain (Jura, Francia). *Vegetation History and Archaeobotany*, 17: 199–210, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00334-007-0098-6>).
- Duke, N.C. 1992. Mangrove floristics and biogeography. En: A.I. Robertson & D.M. Alongi, eds. *Tropical mangrove ecosystems*, pp. 63–100. Washington, D.C. American Geophysical Union.
- Duque, A., Stevenson, P.R. y Feeley, K.J. 2015. Thermophilization of adult and juvenile tree communities in the northern tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112: 10744–10749.
- Dye, P.J. y Poulter, A.G. 1995. A field demonstration of the effect on streamflow of clearing invasive pine and wattle trees from a riparian zone. *South African Forestry Journal*, 173(1): 27–30, (disponible en: <https://doi.org/10.1080/00382167.1995.9629687>).
- Dykstra, D. y Heinrich, R. 1996. *Código modelo de prácticas de aprovechamiento forestal de la FAO*. Roma. FAO, (disponible en: <https://www.fao.org/3/v6530s/v6530s00.htm>).
- Eberhardt, U., Springgay, E., Gutierrez, V., Casallas-Ramirez, S. and Cohen, R. 2019. *Advancing the forest and water nexus: A capacity development facilitation guide*. Roma. FAO.
- Eilmann, B. y Rigling, A. 2012. Tree-growth analyses to estimate tree species' drought tolerance. *Tree Physiology*, 32(2): 178–187, (disponible en: <https://doi.org/10.1093/treephys/>

- tps004).
- Elias, E., Laband, D., Dougherty, M., Lockaby, G., Srivastava, P. y Rodriguez, H. 2014. The public water supply protection value of forests: a watershed-scale ecosystem services analysis based upon total organic carbon. *Open Journal of Ecology*, 04(09): 517–531, (disponible en: <https://doi.org/10.4236/oje.2014.49042>).
- Ellison, A.M. 2008. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Resources*, 59: 2–15, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.003>).
- Ellison, D., Futter, M.N. y Bishop, K. 2012. On the forest cover–water yield debate: from demand- to supply-side thinking. *Global Change Biology*, 18: 806–820, (disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02589.x>).
- Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., et al. 2017. Trees, forests and water: cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43:51–61, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>).
- Engel, S. 2016. The devil in the detail: a practical guide on designing payments for environmental services. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 9(1–2): 131–177, (disponible en: <http://dx.doi.org/10.1561/101.000000076>).
- Eriksson, M., Samuelson, L., Jägrud, L., Mattson, E., Celander, T., Malmer, A., Bengtsson, K., Johansson, O., Schaaf, N., Svending, O. y Tengberg, A. 2018. Water, forests, people: the Swedish experience in building resilient landscapes. *Environmental Management*, 62: 45–57, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1066-x>).
- Eva, H.D., Achard, F., Cecherrini, G. y Langner, A. 2020. *Report on assessing the impact of mining and logging in the north of the Republic of Congo*. Comisión Europea, Ispra (Italia). Centro Común de Investigación (CCI).
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005a. *Ecosistemas y bienestar humano: síntesis de humedales y agua*. Washington, D.C. Instituto de Recursos Mundiales.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005b. *Ecosistemas y bienestar humano: síntesis*. Washington, D.C. Instituto de Recursos Mundiales.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005c. *Ecosistemas y bienestar humano: síntesis de desertificación*. Washington, D.C. Instituto de Recursos Mundiales.
- Evaristo, J. y McDonnell, J.J. 2019. Global analysis of streamflow response to forest management. *Nature*, 570(7762): 455–461, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1306-0>).
- Ezzine-de-Blas, D., Wunder, S., Ruiz-Pérez, M. y Del Pilar Moreno Sánchez, R. 2016. Global patterns in the implementation of payments for environmental services. *PLoS ONE*, 11(3), (disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>).
- Falkenmark, M., Wang-Erlandsson, L. y Rockström, J. 2019. Understanding of water resilience in the Anthropocene. *Journal of Hydrology*, X2: 100009.
- FAO. 2001. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2000*. Roma, (disponible en: <https://www.fao.org/3/Y1997S/y1997s00.htm>).
- FAO. 2007. *The world's mangroves 1980–2005*. Estudio FAO Montes No. 153. Roma (disponible en: <https://www.fao.org/3/a1427e/a1427e00.htm>).
- FAO. 2008. *Los bosques y el agua*. Estudio FAO Montes No. 155. Roma, (disponible en: <https://www.fao.org/3/i0410s/i0410s00.htm>).
- FAO. 2013. *Forests and water – International momentum and action*. Roma, (disponible en: <https://www.fao.org/3/i3129e/i3129e.pdf>).
- FAO. 2014. *Towards climate-responsible peatlands management*. Roma, (disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i4029e.pdf>).
- FAO. 2018. *El estado de los bosques en el mundo – Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Roma, (disponible en: <https://www.fao.org/3/I9535ES/i9535es.pdf>).
- FAO. 2019b. *Trees, forests and land use in drylands – The first global assessment*. Informe completo. Estudio FAO Montes n.º 184. Roma, (disponible en: <http://www.fao.org/3/>

- ca7148en/ca7148en.pdf).
- FAO. 2020a. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Informe principal*. Roma, (disponible en: <https://www.fao.org/3/ca9825es/ca9825es.pdf>).
- FAO. 2020b. *Drainage of organic soils and GHG emissions, 1990–2019* [en línea]. FAOSTAT, Roma [citado en julio de 2020], (disponible en: <http://www.fao.org/economic/ess/environment/data/organic-soils>).
- FAO. 2020c. *Peatland mapping and monitoring – Recommendations and technical overview*. Roma, (disponible en: <http://www.fao.org/3/CA8200EN/CA8200EN.pdf>).
- FAO. Undated. *SEPAL* [en línea]. Open Foris, Roma [citado en julio de 2020], (disponible en: <https://sepal.io>).
- Fausch, K.D., Torgersen, C.E., Baxter, C.V. y Li, H.W. 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *Bioscience*, 52: 483–498.
- Feeley, K.J., Hurtado, J., Saatchi, S., Silman, M.R. y Clark, D.B. 2013. Compositional shifts in Costa Rican forests due to climate-driven species migrations. *Global Change Biology*, 19: 3472–3480.
- Feeley, K.J., Silman, M.R., Bush, M.B., Farfan, W., Cabrera, K.G., Malhi, Y., *et al.* 2011. Upslope migration of Andean trees. *Journal of Biogeography*, 38: 783–791.
- Feng, S. y Fu, Q. 2013. Expansion of global drylands under a warming climate. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13: 10081–10094.
- Feng, X., Fu, B., Piao, S., Wang, S., Ciais, P., Zeng, Z., *et al.* 2016. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits. *Nature Climate Change*, 6(11): 1019–1022.
- Fernández, D., Barquín, J., Álvarez-Cabria, M. y Peñas, F.J. 2012. Quantifying the performance of automated GIS-based geomorphological approaches for riparian zone delineation using digital elevation models. *Hydrology and Earth System Science*, 16: 3851–3862, (disponible en: <https://doi.org/10.5194/hess-16-3851-2012>).
- Ferraro, P.J. 2009. Regional review of payments for watershed services: sub-Saharan Africa. *Journal of Sustainable Forestry*, 28(3–5): 525–550, (disponible en: <https://doi.org/10.1080/10549810802701234>).
- Ferraz, S.F.B., Ferraz, K.M.P.M.B., Cassiano, C.C., Brancalion, P.H.S., da Luz, D.T.A., Azevedo, T.N., *et al.* 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, 29: 187–200, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>).
- Ferraz, S.F.B., Rodrigues, C.B., Garcia, L.G., Alvares, C.A. y Lima, W.P. 2019. Effects of *Eucalyptus* plantations on streamflow in Brazil: moving beyond the water use debate. *Forest Ecology and Management*, 453: 117571, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117571>).
- Filoso, S., Bezerra, M.O., Weiss, K.C.B. y Palmer, M.A. 2017. Impacts of forest restoration on water yield: a systematic review. *PLoS One*, 12: 1–26, (disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>).
- Fiquepron, J., García, S. y Stenger, A. 2013. Land use impact on water quality: valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of Environmental Management*, 126: 113–121.
- Flannigan M.D., Stocks B.J. y Wotton B.M. 2000. Climate change and forest fires. *Science of the Total Environment*, 262: 221–229.
- Forbes, K. y Broadhead, J. 2007. *The role of coastal forests in the mitigation of tsunami impacts*. FAO.
- Forman, B.A., Reichle, R.H. y Rodell, M. 2012. Assimilation of terrestrial water storage from GRACE in a snow-dominated basin. *Water Resources Research*, 48, (disponible en: <https://doi.org/10.1029/2011WR011239>).
- Forrester, D.I. 2015. Transpiration and water-use efficiency in mixed-species forests versus monocultures: effects of tree size, stand density and season. *Tree Physiology*, 35(3): 289–

- 304,(disponible en:<https://doi.org/10.1093/treephys/tpv011>).
- Forrester, D.I., Theiveyanathan, S., Collopy, J.J. y Marcar, N.E.** 2010. Enhanced water use efficiency in a mixed *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii* plantation. *Forest Ecology and Management*, 259(9): 1761–1770, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.036>).
- Franklin, J.F. y Dyrness, C.T.** 1973. *Natural vegetation of Oregon and Washington*. General Technical Report PNW-GTR-008. Portland(Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Pacific Northwest Research Station.
- Fredriksen, R.L.** 1971. Comparative chemical water quality – natural and disturbed streams following logging and slash burning. En: J.T. Krygier & J.D. Hall, eds. *Forest land uses and stream environment*, pp. 125–137. Corvallis (Estados Unidos de América). Oregon State University.
- Friend, R.M. y Blake, D.J.H.** 2009. Negotiating trade-offs in water resources development in the Mekong Basin: implications for fisheries and fishery-based livelihoods. *Water Policy*, 11: 13–30.
- Frolking, S., Palace, M.W., Clark, D.B., Chambers, J.Q., Shugart, H.H. y Hurtt, G.C.** 2009. Forest disturbance and recovery: a general review in the context of spaceborne remote sensing of impacts on aboveground biomass and canopy structure. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G2).
- Fürst, C., Volk, M., Pietzsch, K. y Makeschin, F.** 2010. Pimp your landscape: a tool for qualitative evaluation of the effects of regional planning measures on ecosystem services. *Environmental Management*, 46(6): 953–968, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9570-7>).
- Furukawa, K. y Wolanski, E.** 1996. Sedimentation in mangrove forests. *Mangroves and Salt Marshes*, 1: 3–10.
- García-Hernández, M. de los Á., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F., Sosa, V.J. y Paz, H.** 2019. Effects of environmental filters on early establishment of cloud forest trees along elevation gradients: implications for assisted migration. *Forest Ecology and Management*, 432:427–435.
- García, L.G., Salemi, L.F., De Paula Lima, W. y De Barros Ferraz, S.F.** 2018. Hydrological effects of forest plantation clear-cut on water availability: consequences for downstream water users. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 19: 17–24, (disponible en:<https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.06.007>)
- García-Prats, A., Del Campo, A.D. y Pulido Velázquez, M.** 2016. A hydroeconomic modeling framework for optimal integrated management of forest and water. *Water Resources Research*, 52(10): 8277–8294, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/2015WR018273>).
- Gentry, A.H. y Dodson, C.H.** 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 74: 205–233.
- Germain, R.H., Floyd, D.W. y Stehman, S.V.** 2001. Public perceptions of the USDA Forest Service public participation process. *Forest Policy and Economics*, 3(3–4): 113–24.
- Gerten, D., Rost, S., von Bloh, W. y Lucht, W.** 2008. Causes of change in 20th century global river discharge. *Geophysical Research Letters*, 35: L20405.
- Giesen, W. y Sari, E.N.N.** 2018. *Tropical peatland restoration report – The Indonesian case*. 99p. Doi: 10.13140/RG.2.2.30049.40808
- Gillies, C.S. y St Clair, C.C.** 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105(50): 19774–19779.
- Gilman, E.L., Ellison, J., Duke, N.C. y Field, C.B.** 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic Botany*, 89: 237–250.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., et al.** 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1): 154–159.

- Giri, C., Zhu, Z., Tieszen, L., Singh, A., Gillette, S. y Kelmelis, J. 2008. Mangrove forest distributions and dynamics (1975–2005) of the tsunami-affected region of Asia. *Journal of Biogeography*, 35: 519–528.
- Godin, S. 2018. *This is marketing – You can't be seen until you learn to see*. Penguin.
- Goeking, S.A. y Tarboton, D.G. 2020. Forests and water yield: a synthesis of disturbance effects on streamflow and snowpack in western coniferous forests. *Journal of Forestry*, 118:(2).
- Goff, J., Liu, P.L., Higman, B., Morton, R., Jaffe, B.E., Fernando, H., *et al.* 2006. Sri Lanka field survey after the December 2004 Indian Ocean tsunami. *Earthquake Spectra*, 22: 155–172.
- Goldman-Benner, R.L., Benitez, S., Boucher, T., Calvache, A., Daily, G., Kareiva, P., Kroeger, T. y Ramos, A. 2012. Water funds and payments for ecosystem services: practice learns from theory and theory can learn from practice. *Oryx*, 46(1): 55–63, (disponible en: <http://dx.doi.org/10.1017/s0030605311001050>)
- Gonçalves, J.L.M., Alvares, C.A., Rocha, J.H.T. y Brandani, C.B. 2017. Eucalypt plantation management in regions with water stress. *Southern Forests*, 79(3): 169–183, (disponible en: <https://doi.org/10.2989/20702620.2016.1255415>)
- Gobierno de Costa Rica. 1997. Canon por Concepto de Aprovechamiento de Aguas n.º 28823, (disponible en: <http://www.sinac.go.cr/ES/normativa/Decretos/Canon%20por%20concepto%20de%20aprovechamiento%20de%20aguas%20Decreto%20Ejecutivo%2032868.pdf>).
- Gobierno del Perú. 2006. Ley que crea el Fondo Nacional del Agua – FONAGUA, (disponible en: <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/per65772.pdf>).
- Gobierno de Viet Nam. 2016. Decreto 147/2016/ND-CP por el que se modifica la política 99/2010/ND-CP de pago de la tasa por servicios ambientales forestales, (disponible en: <https://vanbanphapluat.co/decree-147-2016-nd-cp-amending-99-2010-nd-cp-policy-payment-of-forest-environment-service-charge>).
- Greenwood, S. y Jump, A.S. 2014. Consequences of Treeline Shifts for the Diversity and Function of High Altitude Ecosystems. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 46:4, 829–840, (disponible en: <https://doi.org/10.1657/1938-4246-46.4.829>).
- Greffrath, G. y Roux, C.J. 2011. The Vredefort Dome World Heritage Site: providing regulated and structured white water rafting practice towards a sustainable adventure tourism resource. *African Journal for Physical, Health Education, Recreation and Dance*, 17(3): 339–415.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., *et al.* 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755): 215–221.
- Grimm, N.B. y Fisher, S.G. 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(4): 293–307.
- Grolleau, G. y McCann, L.M.J. 2012. Designing watershed programs to pay farmers for water quality services: case studies of Munich and New York City. *Ecological Economics*, 76:87–94, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.006>).
- Guerrieri, R., Lepine, L., Asbjornsen, H., Xiao, J. y Ollinger, S.V. 2016. Evapotranspiration and water use efficiency in relation to climate and canopy nitrogen in U.S. forests. *JGR Biogeosciences*, 121: 2610–2629, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/2016JG003415>).
- Günter, S. 2011. Review mangroves and mountains: silviculture at ecological margins. En: S. Günter, M. Weber, B. Stimm & R. Mosandl, eds. *Silviculture in the tropics*, pp. 299–323. Volume 8. Heidelberg (Alemania). Springer.
- Günter, S., Cabrera, O., Weber, M., Stimm, B., Zimmermann, M., Fiedler, K., *et al.* 2008. Natural forest management in neotropical mountain rain forests: an ecological experiment. En: E. Beck, J. Bendix, I. Kottke, F. Makeschin & R. Mosandl, eds. *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*, pp. 347–359. Heidelberg

- (Alemania). Springer.
- Guo, Z., Xiao, X. y Li, D. 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Applications*, 10(3): 925–936, (disponible en: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0925:AAOESW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0925:AAOESW]2.0.CO;2)).
- Gurnell, A.M. y Grabowski, R.C. 2015. Vegetation-hydrogeomorphology interactions in low-energy, human-impacted river. *River Research and Applications*, 32(2): 202–215.
- Gurnell, A.M., Corenblit, D., García de Jalón, D., González del Tánago, M., Grabowski, R.C., O'Hare, M.T. y Szewczyk, M. 2015. A conceptual model of vegetation- hydrogeomorphology interactions within river corridors. *River Research and Applications*, 32(2): 142–163, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/esp.2173>).
- Haberl, R., Grego, S., Langergraber, G., Kadlec, R.H., Cicalini, A.R., Martins, D.S., et al. 2003. Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. *Journal of Soils and Sediments*, 3: 109–114.
- Hakamada, R.E., Hubbard, R.M., Stape, J.L., De Paula Lima, W., Moreira, G.G. y De Barros Ferraz, S.F. 2020. Stocking effects on seasonal tree transpiration and ecosystem water balance in a fast-growing *Eucalyptus* plantation in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 466: 118149, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118149>).
- Hallema, D.W., Sun, G., Caldwell, P.V., Norman, S.P., Cohen, E.C., Liu, Y., et al. 2018. Burned forests impact water supplies. *Nature Communications*, 9: 1307, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03735-6>).
- Hallema, D.W., Sun, G., Caldwell, P.V., Norman, S.P., Cohen, E.C., Liu, Y., et al. 2017. Assessment of wildland fire impacts on watershed annual water yield: analytical framework and case studies in the United States. *Ecohydrology*, 10: e1794, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/eco.1794>).
- Halofsky, J.E., Peterson, D.L., O'Halloran, K.A. y Hoffman, C.H. 2011. *Adapting to climate change at Olympic National Forest and Olympic National Park*. General Technical Report PNW-GTR-844. Portland (Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, PacificNorthwest Research Station.
- Hamilton, L.S., Juvik, J.O. y Scatena, F.N., eds. 1995. *Tropical montane cloud forests*. Ecological Studies 110. Nueva York(Estados Unidos de América).Springer.
- Hamilton, S.K., Kellndorfer, J., Lehner, B. y Tobler, M. 2007. Remote sensing of floodplain geomorphology as a surrogate for biodiversity in a tropical river system (Madre de Dios, Perú). *Geomorphology*, 89(1–2): 23–38.
- Hansen, M.C., Krylov, A., Tyukavina, A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Zutta, B., et al. 2016. Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. *Environmental Research Letters*, 11(3): 034008, (disponible en: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/034008>).
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160): 850–853.
- Hansson, A. y Dargusch, P. 2018. An estimate of the financial cost of peatland restoration in Indonesia. *Case Studies in the Environment*, 2(1): 1.37–8, (disponible en: <https://doi.org/10.1525/cse.2017.000695>).
- Harada, K. y Kawata, Y. 2005. Study on tsunami reduction effect of coastal forest due to forest growth. *Annals of Disaster Prevention Research Institute Kyoto University*, 47C: 161–165.
- Harpold, A.A., Krogh, S.A., Kohler, M., Eckberg, D., Greenberg, J. y Sterle, G. 2020. Increasing the efficacy of forest thinning for snow using high-resolution modeling: a proof of concept in The Lake Tahoe Basin, California, Estados Unidos. *Ecohydrology*, 13(4): e2203, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/eco.2203>).
- Harr, R.D., Harper, W.C., Krygier, J.T. y Hsieh, F.S. 1975. Changes in storm hydrographs after road building in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research*,

- 11: 436–444.
- Harris, R., Sullivan, K., Cafferata, P., Munn, J. y Faucher, K. 2007. Applications of turbidity monitoring to forest management in California. *Environmental Management*, 40: 531–543, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0195-9>).
- Hasler, B., Lundhede, T., Martinsen, L., Neye, S. y Schou, J.S. 2005. *Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by choice experiments and contingent valuation*. National Environmental Research Institute.
- Hawkins, S. 2011. *Laying the foundation – An analytical tool for assessing legal and institutional readiness for PSE*. Forest Trends and the Katoomba Group.
- He, C., Liu, Z., Wu, J., Pan, X., Fang, Z., Li, J. y Bryan, B.A. 2021. Future global urban water scarcity and potential solutions. *Nature Communications* 12, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25026-3>).
- Heal, G., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Salzman, J., Boggs, C., Hellman, J., *et al.* 2001. Protecting natural capital through ecosystem service districts. *Stanford Environmental Law Journal*, 20: 333–364, (disponible en: <https://doi.org/10.2139/ssrn.279114>).
- Heath, L.S., Smith, J.E., Woodall, C.W., Azuma, D.L. y Waddell, K.L. 2011. Carbon stocks on forestland of the United States with emphasis on USDA Forest Service ownership. *Ecosphere*, 2(1): 1–21.
- Heberling, M.T., García, J.H. y Thurston, H.W. 2010. Does encouraging the use of wetlands in water quality trading programs make economic sense? *Ecological Economics*, 69(10): 1988–1994, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.014>).
- Heffernan, J.B. 2008. Wetlands as an alternative stable state in desert streams. *Ecology*, 89(5): 1261–1271.
- Helmer, E.H., Gerson, E.A., Baggett, L.S., Bird, B.J., Ruzyski, T.S. y Voggeser, S.M. 2019. Neotropical cloud forests and páramo to contract and dry from declines in cloud immersion and frost. *PloS One*, 14(4): e0213155, (disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213155>).
- Helvey, J.D. 1980. Effects of a north-central Washington wildfire on runoff and sediment production. *Water Resources Bulletin*, 16: 627–634.
- Henrikson, L. 2018. *Blue targeting manual – How to do blue targeting for best management practice (BMP) for forestry along small streams*. Agencia Forestal Sueca.
- Hesslerová, P., Pokorný, J., Huryna, H. y Harper, D. 2019. Wetlands and forests regulate climate via evapotranspiration. En: S. An & J. Verhoeven, eds. *Wetlands – Ecosystem Services, restoration and wise use*, pp. 63–93. Springer.
- Hiraishi, T. y Harada, K. 2003. Greenbelt tsunami prevention in South Pacific region. *Report of the Port and Airport Research Institute*, 42(2): 3–26.
- Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31: 229–242.
- Hölscher, D., Köhler, L., van Dijk, A.I. y Bruijnzeel, L.S. 2004. The importance of epiphytes to total rainfall interception by a tropical montane rain forest in Costa Rica. *Journal of Hydrology*, 292: 308–322.
- Holwerda, F., Bruijnzeel, L.A., Muñoz-Villers, L.E., Equihua, M. y Asbjornsen, H. 2010. Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, México. *Journal of Hydrology*, 384: 84–96.
- Hongve, D., Van Hees, P.A.W. y Lundström, U.S. 2000. Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter. *European Journal of Soil Science*, 51: 667–677.
- Hooijer, A., Page, S., Jauhiainen, J., Lee, W.A., Lu, X.X., Idris, A. y Anshari, G. 2012. Subsidence and carbon loss in drained tropical peatlands. *Biogeosciences*, 9(3): 1053–1071, (disponible en: <https://doi.org/10.5194/bg-9-1053-2012>).
- Hope, R.A., Porras, I.T., Borgoyary, M., Miranda, M., Agarwal, C., Tiwari, S. y Amezcaga, J.M. 2007. *Negotiating watershed services*. Londres, Instituto Internacional para el Medio

Ambiente y el Desarrollo.

- Huang, J., Li, Y., Fu, C., Chen, F., Fu, Q., Dai, A., *et al.* 2017. Dryland climate change: recent progress and challenges. *Reviews of Geophysics*, 55: 719–778.
- Huang, Z., Han, L., Zeng, L., Xiao, W. y Tian, Y. 2016. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23: 3943–3955, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5874-8>)
- Hubble, T.C.T., Docker, B.B. y Rutherford, I.D. 2010. The role of riparian trees in maintaining riverbank stability: a review of Australian experience and practice. *Ecological Engineering*, 36(3): 292–304.
- Hunt, E.R., Jr, Ustin, S. y Riaño, D. 2015. Remote sensing of leaf, canopy, and vegetation water contents for satellite environmental data records. En: J. Qu, A. Powell & M.V.K. Sivakumar, eds. *Satellite-based applications on climate change*, pp. 335–357. Springer, (disponible en: https://doi.org/10.1007/978-94-007-5872-8_20).
- Hupp, C.R. y Osterkamp, W.R. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology*, 14: 277–295.
- Huylenbroeck, L., Laslier, M., Dufour, S., Georges, B., Lejeune, P. y Michez, A. 2020. Using remote sensing to characterize riparian vegetation: a review of available tools and perspectives for managers. *Journal of Environmental Management*, 267: 110652.
- Ikkala, L., Ronkanen, A., Utriainen, O., Kløve, B. y Marttila, H. 2021. Peatland subsidence enhances cultivated lowland flood risk. *Soil and Tillage Research*, 212, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105078>).
- Ilstedt, U., Bargués Tobella, A., Bazié, H.R., Bayala, J., Verbeeten, E., Nyberg, G., *et al.* 2016. Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. *Scientific Reports*, 6: 21930, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep21930>).
- Instituto de Recursos Mundiales. 2017. *Global Forest Water Watch* [en línea]. Washington, D.C. [citado en junio de 2019], (disponible en: https://www.globalforestwatch.org/?lang=es_MX).
- Interreg Baltic Sea Region. 2020. *Water management in Baltic forests* [en línea]. Suecia [citado en julio de 2020], (disponible en: <https://projects.interreg-baltic.eu/projects/wambaf-9.html>).
- IPCC [Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático]. 2006. *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*. Volumen 1: Orientación general y generación de informes, (disponible en: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html) y Volumen 4 Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra, (disponible en: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol4.html).
- IPCC. 2014a. *Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. Ginebra (Suiza).
- IPCC. 2014b. *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Wetlands*. Ginebra (Suiza), (disponible en: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/index.html>).
- IPCC, 2021: Cambio Climático 2021: Bases físicas - contribución del Grupo de Trabajo I al Sexto Informe de Evaluación [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., *et al.* 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science*, 310(5756): 1944–1947, (disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.1119282>).
- Jama, B., Elias, E. y Mogotsi, K. 2006. Role of agroforestry in improving food security

- and natural resource management in the drylands: a regional overview. *Journal of the Drylands*, 1(2): 206–211.
- Jankaew, K., Atwater, B.F., Sawai, Y., Choowong, M., Charoentitirat, T., Martin, M.E. y Prendergast, A. 2008. Medieval forewarning of the 2004 Indian Ocean tsunami in Thailand. *Nature*, 455: 1228–1231.
- Jasechko, S., Sharp, Z.D., Gibson, J.J., Birks, S.J., Yi, Y. y Fawcett, P.J. 2013. Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. *Nature*, 496: 347–350, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/nature11983>).
- Jiang, M.H., Lin, T.C., Shaner, P.J.L., Lyu, M.K., Xu, C., Xie, J.S., *et al.* 2019. Understory interception contributed to the convergence of surface runoff between a Chinese fir plantation and a secondary broadleaf forest. *Journal of Hydrology*, 574: 862–871, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.088>).
- Jindal, R., Swallow, B. y Kerr, J. 2008. Forestry-based carbon sequestration projects in Africa: potential benefits and challenges. *Natural Resources Forum*, 32: 116–130.
- Johnston, C.A. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 21(5–6):491–565.
- Jones, J.A. y Grant, G.E. 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Research*, 32(4): 959–974.
- Joosten, H. y Clarke, D. 2002. *Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision-making*. International Mire Conservation Group and International Peat Society.
- Joosten, H. 2010. The global peatland carbon dioxide picture. *Quaternary Science Reviews*, 1–10, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.01.018>).
- Jørgensen, D. 2004. Multi-use management of the medieval Anglo-Norman forest. *Journal of the Oxford University History Society*, 1(1).
- Kerr, J., Milne, G., Chhotray, V., Baumann, P. y James, A.V. 2007. Managing watershed externalities in India: theory and practice. *Environment, Development and Sustainability*, 9:263–281, (disponible en: <http://dx.doi.org/10.1007/s10668-005-9022-3>).
- Kerr J., Verbist, B., Suyanto, R. y Pender, J. 2017. Placement of a payment for watershed services program in Indonesia: social and ecological factors. En: S. Namirembe, B. Leimona, M. van Noordwijk and P. Minang, eds. *Co-investment in ecosystem services – Global lessons from payment and incentive schemes*, Capítulo 14. Nairobi. Centro Mundial de Agroforestería (ICRAF).
- Khatri, D.B. 2012. *Payments for ecosystem services in Kulekhani watershed of Nepal – An institutional analysis of mechanisms for sharing hydroelectricity revenue*, (disponible en: <http://www.forestation.org/app/webroot/vendor/tinymce/editor/plugins/filemanager/files/3.%20IASC%20paper%20Khatri.pdf>).
- Klemas, V. 2014. Remote sensing of riparian and wetland buffers: an overview. *Journal of Coastal Research*, 30(5): 869–880.
- Knapp, E., North, M., Benech, M. y Estes, B. 2012. The variable-density thinning study at Stanislaus-Tuolumne Experimental Forest. In: M. North, ed. *Managing Sierra Nevada forests*, Chapter 12, pp. 127–139. General Technical Report PSW-GTR-237. Albany (Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Pacific Southwest Research Station.
- Knee, K.L. y Encalada, A.C. 2014. Land use and water quality in a rural cloud forest region (Intag, Ecuador). *River Research and Applications*, 30: 385–401, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/rra.2634>).
- Knoke, T.F., Bendix, J., Pohle, P., Hamer, U., Hildebrandt, P., Roos, K., *et al.* 2014. Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands. *Nature Communications*, 5(5612).
- Köhler, L., Hölscher, D., Bruijnzeel, L. y Leuschner, C. 2011. Epiphyte biomass in Costa Rican old-growth and secondary montane rain forests and its hydrological significance.

- En: L. Bruijnzeel, F. Scatena & L. Hamilton, eds. *Tropical montane cloud forests – Science for conservation and management*, pp. 268–274. Cambridge(Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte). Cambridge University Press, (disponible en: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778384.029>).
- Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T. y Schipperijn, J. 2005. *Urban forests and trees – A reference book*. Springer, (disponible: https://doi.org/10.1007/3-540-27684-X_1).
- Koontz, M., North, M., Werner, C., Fick, S. y Latimer, A. 2020. Local forest structure variability increases resilience to wildfire in dry western U.S. coniferous forests. *Ecology Letters*, 23(3): 483–494.
- Kopitz, S.N., Mickley, L.J., Marlier, M.E., Buonocore, J.J., Kim, P.S., Liu, T., Sulprizio, M.P., DeFries, R.S., Jacob, D.J., Schwartz, J., Pongsiri, M. y Myers, S.S. 2016. Public health impacts of the severe haze in Equatorial Asia in September–October 2015: demonstration of a new framework for informing fire management strategies to reduce downwind smoke exposure. *Environmental Research Letters*, 11(9): 94023, (disponible en: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/094023>).
- Kovács, E., Kelemen, E., Kalóczkai, A., Margóczy, K., Pataki, G., Gébert, J., et al. 2015. Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services*, 12: 117–127, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.012>).
- Kramer, R.A., Richter, D.D., Pattanayak, S. y Sharma, N.P. 1997. Ecological and economic analysis of watershed protection in Eastern Madagascar. *Journal of Environmental Management*, 49(3): 277–295, (disponible en: <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0085>).
- Krauss, K.W. y Allen, J.A. 2003. Influence of salinity and shade on seedling photosynthesis and growth of two mangrove species, *Rhizophora mangle* and *Bruguiera sexangula*, introduced to Hawaii. *Aquatic Botany*, 77: 311–324.
- Krauss, K.W., Barr, J.G., Engel, V., Fuentes, J.D. y Wang, H. 2015. Approximations of stand water use versus evapotranspiration from three mangrove forests in southwest Florida, USA. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213: 291–303.
- Krishna, M.P. y Mohan, M. 2017. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, 2: 236–249, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>).
- Kuczera, G. 1987. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash- mixed species eucalypt forest. *Journal of Hydrology*, 94(3–4): 215–236, (disponible en: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(87\)90054-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(87)90054-0)).
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T.V. y Dech, S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: a review. *Remote Sensing*, 3(5): 878–928.
- Lagomasino, D., Price, R.M., Whitman, D., Melesse, A. y Oberbauer, S.F. 2015. Spatial and temporal variability in spectral-based surface energy evapotranspiration measured from Landsat 5 TM across two mangrove ecotones. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213: 304–316.
- Lampela, M., Jauhiainen, J., Sarkkola, S., Vasander, H. 2017. Promising native tree species for reforestation of degraded tropical peatlands. *Forest Ecology and Management*, 394, (disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112716311756>).
- Larsen, F.W., Londoño-Murcia, M.C. y Turner, W.R. 2011. Global priorities for conservation of threatened species, carbon storage, and freshwater services: scope for synergy? *Conservation Letters*, 4(5): 355–363, (disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00183.x>).
- Larson, W.E., Pierce, F.J. y Dowdy, R.H. 1983. The threat of soil erosion to long-term crop production. *Science*, 219: 458–465.
- Lau, J.D., Hicks, C.C., Gurney, G.G. y Cinner, J.E. 2018. Disaggregating ecosystem

- service values and priorities by wealth, age, and education. *Ecosystem Services*, 29, Part A: 91–98, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.005>)
- Lavabre, J.D., Gaweda, D.S. y Froehlich, H.A. 1993. Changes in the hydrological response of a small Mediterranean basin a year after fire. *Journal of Hydrology*, 142: 273–299.
- Lawrence, D. y Vandecar, K. 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 5: 27–36, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/nclimate2430>).
- Lay, T., Kanamori, H., Ammon, C.J., Nettles, M., Ward, S.N., Aster, R.C., et al. 2005. The great Sumatra-Andaman earthquake of 26 December 2004. *Science*, 308: 1127–1133.
- Lehmann, I., Mathey, J., Rößler, S., Bräuer, A. y Goldberg, V. 2014. Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services: application to the analysis of micro-climatic effects. *Ecological Indicators*, 42: 58–72, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.036>).
- Lehmann, I., Martin, A. y Fisher, J.A. 2018. Why should ecosystem services be governed to support poverty alleviation? Philosophical perspectives on positions in the empirical literature. *Ecological Economics*, 149: 265–273, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.03.003>).
- Leighty, W.W., Hamburg, S.P. y Caouette, J. 2006. Effects of management on carbon sequestration in forest biomass in southeast Alaska. *Ecosystems*, 9: 1051–1065.
- Leonardi, A. 2015. *Characterizing governance and benefits of payments for watershed services in Europe*. Universidad de Padova (tesis doctoral), (disponible en: <http://paduaresearch.cab.unipd.it/7832/>).
- Leshan, J., Porras, I., López, A. y Kazis, P. 2017. *Sloping Lands Conversion Programme, People's Republic of China*. Londres. Instituto Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo, (disponible en: www.iied.org/conditional-transfers-for-poverty-reduction-ecosystem-management).
- Levin, R.B., Epstein, P.R., Ford, T.E., Harrington, W., Olson, E. y Reichard, E.G. 2002. U.S. drinking water challenges in the twenty-first century. *Environmental Health Perspectives*, 110: 43–52.
- Liang, H.B., Xue, Y.Y., Li, Z.S., Wang, S., Wu, X., Gao, G.Y., et al. 2018. Soil moisture decline following the plantation of *Robinia pseudoacacia* forests: evidence from the Loess Plateau. *Forest Ecology and Management*, 412: 62–69.
- Liang, W., Bai, D., Wang, F.Y., Fu, B.J., Yan, J.P., Wang, S., et al. 2015. Quantifying the impacts of climate change and ecological restoration on streamflow changes based on a Budyko hydrological model in China's Loess Plateau. *Water Resources Research*, 51(8): 6500–6519.
- Lima, W.P., Zakia, M.J.B., Libardi, P.L. y Souza Filho, A.P. 1990. Comparative evapotranspiration of *Eucalyptus*, pine and natural “cerrado” vegetation measure by the soil water balance method. *IPEF International*, Piracicaba, 1: 35–44.
- Lindahl K.B., Sténs, A., Sandström, C., Johansson, J., Lidskog, R., Ranius, T. y Roberge, J.M. 2017. The Swedish forestry model: more of everything? *Forest Policy Economics*, 77: 44–55, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.10.012>).
- Liu, C.L.C., Kuchma, O. y Krutovsky, K.V. 2018. Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. *Global Ecology and Conservation*, 15: e00419.
- Liu, J., Li, S., Ouyang, Z., Tam, C. y Chen, X. 2008. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28): 9477–9482.
- Liu, Y., Miao, H.-T., Huang, Z., Cui, Z., He, H., Zheng, J., et al. 2018. Soil water depletion patterns of artificial forest species and ages on the Loess Plateau (China). *Forest Ecology and Management*, 417: 137–143, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.005>).

- Liu, Y., Stanturf, J. y Goodrick, S. 2010. Trends in global wildfire potential in a changing climate. *Forest Ecology and Management*, 259(2010): 685–697.
- Lo, M., Reed, J., Castello, L., Steel, E.A., Frimpong, E.A. y Ickowitz, A. 2020. The influence of forests on freshwater fish in the tropics: a systematic review. *BioScience*, 70: 404–414.
- Locatelli, B., Imbach, P. y Wunder, S. 2013. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environmental Conservation*, 41(1): 27–36, (disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0376892913000234>).
- Long, J.W. y Lake, F.K. 2018. Escaping social-ecological traps through tribal stewardship on national forest lands in the Pacific Northwest, United States of America. *Ecology and Society*, 23(2): 10, (disponible en: <https://doi.org/10.5751/ES-10041-230210>).
- Long, J.W. y Steel, E.A. 2020. Shifting perspectives in assessing socio-environmental vulnerability. *Sustainability*, 12: 2625.
- Lopa, D., Mwanyoka, I., Jambiya, G., Massoud, T., Harrison, P., Ellis-Jones, M., et al. 2012. Towards operational payments for water ecosystem services in Tanzania: a case study from the Uluguru Mountains. *Oryx*, 46(1): 34–44, (disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0030605311001335>).
- Lorsirirat, K. 2007. Effect of forest cover change on sedimentation in Lam Phra Phloeng Reservoir, Northeastern Thailand. En: H. Sawada, A. Araki, N.A. Chappell, J.V. LaFrankie & A. Shimizu, eds. *Forest environments in the Mekong River basin*, pp. 168–178. Tokyo. Springer.
- Lozano-Baez, S.E., Cooper, M., Meli, P., Ferraz, S.F.B., Rodrigues, R.R. y Sauer, T.J. 2019. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. *Forest Ecology and Management*, 444: 89–95, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.046>).
- Lü, Y., Fu, B., Feng, X., Zeng, Y., Liu, Y., Chang, R., Sun, G. y Wu, B. 2012. A policy-driven large scale ecological restoration: quantifying ecosystem services changes in the Loess Plateau of China. *PloS One*, 7(2): e31782.
- Luke, S.H., Slade, E.M., Gray, C.L., Annammala, K.V., Drewer, J., Williamson et al. 2019. Riparian buffers in tropical agriculture: scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of Applied Ecology*, 56(1): 85–92.
- Lutz, D.A., Powell, R.L. y Silman, M.R. 2013. Four decades of Andean timberline migration and implications for biodiversity loss with climate change. *PloS One*, 8(9).
- Lynam, T., de Jong, W., Sheil, D., Kusumanto, T. y Evans, K. 2007. A review of tools for incorporating community knowledge, preferences, and values into decision making in natural resources management. *Ecology and Society*, 12(1): 5.
- MacKenzie, R.A. y Cormier, N. 2012. Stand structure influences nekton community composition and provides protection from natural disturbance in Micronesian mangroves. *Hydrobiologia*, 685: 155–171.
- MacKenzie, R.A. y Kryss, C.L. 2013. Impacts of exotic mangroves and mangrove control on tide pool fish assemblages. *Marine Ecological Progress Series*, 472: 219–237.
- MacKenzie, R.A., Foulk, P.B., Klump, J.V., Weckerly, K., Purbospito, J., Murdiyarso, D., et al. 2016. Sedimentation and belowground carbon accumulation rates in mangrove forests that differ in diversity and land use: a tale of two mangroves. *Wetlands Ecology and Management*, 24: 245–261.
- MADS [Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible]. 2006. Decreto 1900/2006 y posteriores modificaciones.. Bogotá, (disponible en: <https://corponarino.gov.co/expedientes/juridica/2006decreto1900.pdf>) y su versión actualizada, (disponible en: <http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/decretos/b6-decreto-2099.pdf>).
- Malmer, A., Ardö, J., Scott, D., Vignola, R. y Xu, J. 2010. Forest cover and global water governance. En: G. Mery, P. Katila, G. Galloway, R.I. Alfaro, M. Kanninen, M. Lobovikov & J. Varjo, eds. *Forests and society – Responding to global drivers*

- of change*, pp. 75–93. IUFRO World Series No. 25. Viena, Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal (IUFRO).
- Mapulanga, A.M. y Naito, H.** 2019. Effect of deforestation on access to clean drinking water. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116, (17): 8249–8254, (disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1814970116>).
- Marden, M. y Rowan, D.** 2015. The effect of land use on slope failure and sediment generation in the Coromandel region of New Zealand following a major storm in 1995. *New Zealand Journal of Forest Science*, 45(10).
- Mariola, M.J.** 2012. Farmers, trust, and the market solution to water pollution: the role of social embeddedness in water quality trading. *Journal of Rural Studies*, 28(4): 577–589, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2012.09.007>).
- Masiero, M., Pettenella, D., Boscolo, M., Barua, S.K., Animon, I. y Matta, J.R.** 2019. *Valuing forest ecosystem services – A training manual for planners and project developers*. Documento de trabajo forestal n.º11. Roma. FAO. (FAO. Licence: CC BY-NC-SA 3.0IGO, Ed.)
- Mast, J., Fule, P., Moore, M., Covington, W. y Waltz, A.** 1999. Restoration of presettlement structure of an Arizona ponderosa pine forest. *Ecological Applications*, 9: 228–239.
- Mátyás, C., Sun, G. y Zhang, Y.** 2013. Afforestation and forests at the dryland edges: lessons learned and future outlooks. En: J. Chen, S. Wan, G. Henebry, J.G. Qi, G. Gutman, G. Sun & M. Kappas, eds. *Dryland East Asia – Land dynamics amid social and climate change*, pp. 245–263. HEP & DeGruyter.
- Matzdorf, B., Sattler, C. y Engel, S.** 2013. Institutional frameworks and governance structures of PSE schemes. *Forest Policy and Economics*, 37: 57–64, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.10.002>).
- Mazda, Y., Wolanski, E., King, B., Sase, A., Ohtsuka, D. y Magi, M.** 1997. Drag force due to vegetation in mangrove swamps. *Mangroves and Salt Marshes*, 1: 193–199.
- McCabe, G.C., Clark, M.P. y Hay, L.E.** 2007. Rain-on-snow events in the western United States. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 88(3): 319–328, (disponible en: <https://doi.org/10.1175/BAMS-88-3-319>).
- McDermott, M., Mahanty, S. y Schreckenber, K.** 2013. Examining equity: a multidimensional framework for assessing equity in payments for ecosystem services. *Environmental Science and Policy*, 33: 416–427.
- McDonald, R.I. y Shemie, D.** 2014. *Urban water blueprint – Mapping conservation solutions to the global water challenge*. The Nature Conservancy, (disponible en: <https://water.nature.org/waterblueprint/#/section=overview&c=3:6.31530:-37.17773>).
- McGarity, A., Hung, F., Rosan, C., Hobbs, B., Heckert, M. y Szalay, S.** 2015. Quantifying benefits of green stormwater infrastructure in Philadelphia. In: K. Karvazy & V.L. Webster, eds. *World Environmental and Water Resources Congress 2015: Floods, Droughts, and Ecosystems*, pp. 409–420. American Society of Civil Engineers.
- McNally, C., Uchida, E. y Gold, A.J.** 2011. The effect of a protected area on the tradeoffs between short-run and long-run benefits from mangrove ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(34): 13945–13950, (disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1101825108>).
- McNicol, G., Bulmer, C., D'Amore, D.V., Sanborn, P., Saunders, S., Giesbrecht, I., et al.** 2019. Large, climate-sensitive carbon stocks mapped with pedology-informed machine learning in the North Pacific coastal temperate rainforest. *Environmental Research Letters*, 14: 01400, (disponible en: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaed52>).
- McNie, E.C., Van Noordwijk, M., Clark, W.C., Dickson, N.M., Sakuntaladewi, N., Suyanto, Joshi, L., et al.** 2008. *Boundary organizations, objects and agents: linking knowledge with action in agroforestry watersheds. Report of a Workshop held in*

- Batu, Malang, East Java, Indonesia, 26–29 July 2007. Harvard Library, Office for Scholarly Communication. ICRAF/Equipo de investigación de Harvard.
- McNulty, S.G., Boggs, J.L., Aber, J.D. y Rustad, L.E. 2017. Spruce-fir forest changes during a 30-year nitrogen saturation experiment. *Science of the Total Environment*, 605–606: 376–390, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.147>).
- McNulty, S.G., Sun, G., Myers, J.A.M., Cohen, E.C. y Caldwell, P. 2010. Robbing Peter to pay Paul: tradeoffs between ecosystem carbon sequestration and water yield. *En: Watershed Management 2010 – Innovations in watershed management under land use and climate change*, pp. 103–114. Actas.
- McNulty, S.G., Boggs, J.L. y Sun, G. 2014. The rise of the mediocre forest: why chronically stressed trees may better survive extreme episodic climate variability. *New Forests*, 45: 403–415, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11056-014-9410-3>).
- Mekonnen, M.M. y Hoekstra, A.Y. 2016. Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2): e1500323.
- Melillo, J.M., Richmond, T.C. y Yohe, G.W., eds. 2014. *Climate Change Impacts in the United States – The third national climate assessment*. US Global Change Research Program, (disponible en: <https://doi.org/10.7930/J0Z31WJ2>).
- Miettinen, J. y Liew, S.C. 2010. Degradation and development of peatlands in Peninsular Malaysia and in the islands of Sumatra and Borneo since 1990. *Land Degradation & Development*, 21(3): 285–296, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/ldr.976>).
- Miller, P.C. 1983. Plant and soil water storage in arctic and boreal forest ecosystems. *En: A. Street-Perrott, M. Beran & R. Ratcliffe, eds. Variations in the global water budget*. Dordrecht(Países Bajos). Springer.
- Miyata, S., Kosugi, K., Gomi, T. y Mizuyama, T. 2009. Effects of forest floor coverage on overland flow and soil erosion on hillslopes in Japanese cypress plantation forests. *Water Resources Research*, 45: W06402, (disponible en: <https://doi.org/10.1029/2008WR007270>).
- Moody, J.A. y Martin, D.A. 2001. Post-fire, rainfall intensity-peak discharge relations for three mountainous watersheds in the western USA. *Hydrological Processes*, 15: 2981–2993.
- Morrison, M., Groenhout, R. y Moore, W. 1995. *Envalue* [en línea]. New South Wales Environment Protection Authority.
- Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martin-Lopez, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C. y Lavorel, S. 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*, 28: 98–308. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012
- Mu, X.M., Zhang, L., McVicar, T.R., Chille, B.S. y Gao, P. 2007. Estimating the impact of conservation measures on stream-flow regime in catchments of the Loess Plateau. *Hydrological Processes*, 21(16): 2124–2134.
- Mukherjee, N., Hugé, J., Sutherland, W.J., McNeill, J., Van Opstal, M., Dahdouh Guebas, F. y Koedam, N. 2015. The Delphi technique in ecology and biological conservation: applications and guidelines. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(9): 1097–1109.
- Mulligan, M. 2011. Modeling the tropics-wide extent and distribution of cloud forest and cloud forest loss, with implications for conservation priority. *En: L. Bruijnzeel, F. Scatena & L. Hamilton, eds. Tropical montane cloud forests – Science for conservation and management*, pp. 14–38. Cambridge University Press.
- Muñiz-Castro, M.A., Williams-Linera, G. y Benayas, J.M.R. 2006. Distance effect from cloud forest fragments on plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 22: 431–440.
- Muñoz-Villers, L.E., Holwerda, F., Gómez-Cárdenas, M., Equihua, M., Asbjornsen, H., Bruijnzeel, L.A., et al. 2012. Water balances of old-growth and regenerating montane cloud forests in central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, 462: 53–66.

- Muñoz-Villers, L.E. y López-Blanco, J. 2008. Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 29: 71–93.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N. y May, P.H. 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69(6): 1202–1208, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006>).
- Murdiyarso, D., Lilleskov, E. y Kolka, R. 2019. Tropical peatlands under siege: the need for evidence-based policies and strategies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24: 493–505, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11027-019-9844-1>).
- Murdiyarso, D., Purbopuspito, J., Boone Kauffman, J., Warren, M.W., Sasmito, S.D., Donato, D.C., et al. 2015. The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 5: 1089–92.
- Nadkarni, N.M., Schaefer, D., Matelson, T.J. y Solano, R. 2004. Biomass and nutrient pools of canopy and terrestrial components in a primary and a secondary montane cloud forest, Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 198: 223–236.
- Nagabhatla, N., Dudley, N. y Springgay, E. 2018. Forests as nature-based solutions for ensuring urban water security. *Unasylva*, 69(250): 43–52.
- Nagelkerken, I., Blaber, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., et al. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany*, 89: 155–185.
- Napier, T.L. 2000. Soil and water conservation policy approaches in North America, Europe, and Australia. *Water Policy*, 1: 551–565.
- Nava-López, M., Selfa, T.L., Córdoba, D., Pischke, E.C., Torrez, D., Ávila-Foucat, S., et al. 2018. Decentralizing payments for hydrological services programs in Veracruz, Mexico: challenges and implications for long-term sustainability. *Society & Natural Resources*, 31: 1389–1399.
- Naylor, R. y Drew, M. 1998. Valuing mangrove resources in Kosrae, Micronesia. *Environment and Development Economics*, 3: 471–490.
- Neary, D.G. y Hornbeck, J.W. 1994. Impacts of harvesting practices on off-site environmental quality. En: W.J. Dyck, D.W. Cole & N.B. Comerford, eds. *Impacts of harvesting on long-term site productivity*, Capítulo 4, pp. 81–118. Londres. Chapman and Hall.
- Neary, D.G. y Leonard, J.M. 2015. Multiple ecosystem impacts of wildfire. En: A. Bento & A. Vieira, eds. *Wildland fires – A worldwide reality*. Hauppauge (Estados Unidos de América). Nova Science Publishers.
- Neary, D.G. 2014. *Best management practices for bioenergy feedstock production*. International Energy Agency Bioenergy Task 43 Special Publication. Goteborg (Suecia). Chalmers University.
- Neary, D.G. 2019. Forest soil disturbance: implications of factors contributing to the wildland fire nexus. *Soil Science Society of America Journal*, Special issue, 2018 North American Forest Soils Conference, 83: S228–S243.
- Neary, D.G., Ice, G.G. y Jackson, C.R. 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management*, 258(10): 2269–2281, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.027>).
- Neary, D.G., Koestner, K.A., Youberg, A. y Koestner, P.E. 2012. Post-fire rill and gully formation, Schultz Fire 2010, Arizona (Estados Unidos de América). *Geoderma*, 191: 97–104.
- Neary, D.G., Ryan, K.C. y DeBano, L.F., eds. 2005, (revisado en 2008). *Fire effects on soil and water*. USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-42. Volumen 4. Fort Collins (Estados Unidos de América). Rocky Mountain Research Station.

- Nohara, D., Kitoh, A., Hosaka, M. y Oki, T. 2006. Impact of climate change on river discharge projected by multimodal ensemble. *Journal of Hydrometeorology*, 7: 1027–1089, (disponible en: <https://doi.org/10.1175/JHM531.1>)
- Obeng, E.A., Aguilar, F.X. y Mccann, L.M. 2018. Payments for forest ecosystem services: a look at neglected existence values, the free-rider problem and beneficiaries' willingness to pay. *International Forestry Review*, 20(2): 206–219, (disponible en: <https://doi.org/10.1505/146554818823767528>).
- Oliver, C.D. y Larson, B.C. 1996. *Forest stand dynamics, update edition*. New York (Estados Unidos de América). McGraw-Hill Pub (disponible en: https://elischolar.library.yale.edu/fes_pubs/1).
- Olofsson, P., Foody, G., Herold, M., Stehman, S., Woodcock, C. y Wulder, M. 2013. Good practices for assessing accuracy and estimating area of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148: 42–57, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>).
- Ong, C.K., Black, C.R. y Muthuri, C.W. 2006. Modifying forestry and agroforestry to increase water productivity in the semi-arid tropics. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 1: 065, (disponible en: <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20061065>)
- Opperman, J.J., Moyle, P.B., Larsen, E.W., Florsheim, J.L. y Manfree, A.D. 2017. *Floodplains – Processes and management for ecosystem services*. University of California Press.
- Organización Mundial de la Salud. 2017. *Agua potable gestionada de forma segura – Informe temático sobre el agua potable 2017*. Ginebra (Suiza).
- Osterkamp, W.R., Hupp, C.R. y Stoffel, M. 2011. The interactions between vegetation and erosion: new directions for research at the interface of ecology and geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37(1): 23–36, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/esp.2173>).
- Ovando, P., Beguería, S. y Campos, P. 2019. Carbon sequestration or water yield? The effect of payments for ecosystem services on forest management decisions in Mediterranean forests. *Water Resources and Economics*, 28: 100119, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wre.2018.04.002>).
- Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics*, 65(4): 712–724, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.033>).
- Parde, J. 1980. Forest biomass. *Forestry Abstracts*, 41(8): 343–362.
- Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P., et al. 2017. Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 247: 98–111.
- Pascual, U., Phelps, J., Garmendia, E., Brown, B., Corbera, E., Martin, A., et al. 2014. Social equity matters in payments for ecosystem services. *BioScience*, 64(11): 1027–1036, (disponible en: <https://doi.org/10.1093/biosci/biu146>).
- Peguero-Pina, J.J., Vilagrosa, A., Alonso-Forn, D., Ferrio, J.P., Sancho-Knapik, D. y Gil-Pelegrín, E. 2020. Living in drylands: functional adaptations of trees and shrubs to cope with high temperatures and water scarcity. *Forests*, 11(10): 1028.
- Pekel, J.F., Cottam, A., Gorelick, N. y Belward, A.S. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540(7633): 418–422.
- Peters, D.L., Caissie, D., Monk, W.A., Rood, S.B. y St-Hilaire, A. 2016. An ecological perspective on floods in Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques*, 41(1–2): 288–306.
- Petrie, M.D., Bradford, J.B., Hubbard, R.M., Lauenroth, W.K., Andrews, C.M. y Schlaepfer, D.R. 2017. Climate change may restrict dryland forest regeneration in the 21st century. *Ecology*, 98(6): 1548–1559.
- Pham, T.T., Bui Thi, M.N., Đào Thi, L.C., Hoàng, T.L., Pham, H.L. y Nguyen, V.D. 2018. *The role of payment for forest environmental services (PFES) in financing*

- the forestry sector in Vietnam*. Info Brief n.º 222. Centro de Investigación Forestal Internacional, (disponible en: <https://doi.org/10.17528/cifor/006958>).
- Pierrot-Maitre, D.** 2005. Valuing ecosystem services – advantages and disadvantages of different existing methodologies from IUCN practical experience. Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). Presentación en el Seminario sobre Servicios Ambientales y Financiación para la Protección y el Uso Sostenible de los Ecosistemas, Ginebra (Suiza) 10-11 de octubre de 2005.
- Pigram, J.J.** 2006. *Australia's water resources – From use to management*. Collingwood (Australia). CSIRO Publishing.
- Plummer, M.L.** 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1): 38–45.
- Poff, R.J.** 1996. Effects of silvicultural practices and wildfire on productivity of forest soils. In: *Sierra Nevada Ecosystem Project – Final report to Congress, Volume II, assessments and scientific basis for management options*, pp. 477–495. University of California, Davis.
- Ponette-González, A.G., Weathers, K.C. y Curran, L.M.** 2010. Water inputs across a tropical montane landscape in Veracruz, Mexico: synergistic effects of land cover, rain and fogseasonality, and interannual precipitation variability. *Global Change Biology*, 16: 946–963.
- Powers, P.D., Helstab, M. y Niezgod, S.L.** 2019. A process-based approach to restoring depositional river valleys to Stage 0, an anastomosing channel network. *River Research and Applications*, 35(1): 3–13.
- Price, C.** 2014. Regulating and supporting services and disservices: customary approaches to valuation, and a few surprising case-study results. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 44(Suppl 1): S5, (disponible en: <https://doi.org/10.1186/1179-5395-44-S1-S5>).
- Primavera, J.H., Sadaba, R.B., Leбата, M. y Altamirano, J.** 2004. *Handbook of mangroves in the Philippines – Panay*. Tigbauan, Iloilo (Filipinas). Departamento de Acuicultura, Southeast Asian Fisheries Development Center.
- Puettmann, K.J., Ares, A., Burton, J.I. y Dodson, E.K.** 2016. Forest restoration using variable density thinning: lessons from Douglas-fir stands in western Oregon. *Forests*, 7: 310.
- Putz F.E., Zuidema P.A., Pinard M.A., Boot R.G.A., Sayer J.A., Sheil D., Sist, P., Elias y Vanclay, J.K.** 2008. Improved tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biology*, 6(7): e166, (disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060166>).
- Qin, Y., Gartner, T., Minnemeyer, S., Reig, P. y Sargent, S.** 2016. *Global Forest Watch water metadata document*. Technical Note. Washington, D.C., Instituto de Recursos Mundiales.
- Quinn, T., Wilhere, G.F. y Krueger, K.L., tec. eds.** 2019. *Riparian ecosystems, Volume 1 – Science synthesis and management implications*. Olympia (Estados Unidos de América). Programa de Hábitat, Departamento de Pesca y Vida Silvestre de Washington. 390 p.
- Rabalais, N.N. y Turner, N.E.** 2019. Gulf of Mexico hypoxia: past, present, and future. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography, ASLO*: 1–7, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/lob.10351>)
- Ranganathan, J., Raudsepp-Hearne, C., Lucas, N., Irwin, F., Zurek, M., Bennett, K., Ash, N. y West, P.** 2008. *Ecosystem services – A guide for decision makers*. Instituto de Recursos Mundiales.
- Raši, R., Bodart, C., Stibig, H.J., Eva, H., Beuchle, R., Carboni, S., Simonetti, D. y Achard, F.** 2011. An automated approach for segmenting and classifying a large sample of multi-date Landsat imagery for pan-tropical forest monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 115(12): 3659–3669.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D. y Bennett, E.M.** 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of*

- Sciences of the United States of America*, 107(11): 5242–5247, (disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>).
- Raum, S.** 2018. A framework for integrating systematic stakeholder analysis in ecosystem services research: stakeholder mapping for forest ecosystem services in the UK. *Ecosystem Services*, 29: 170–184, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.001>).
- Redford, K.H. y Adams, M.W.** 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation Biology*, 23: 785–787.
- Rehfeldt, G., Jaquish, B., Sáenz-Romero, C., Joyce, D., Leites, L., St Clair, J. y López-Upton, J.** 2014. Comparative genetic responses to climate in the varieties of *Pinus ponderosa* and *Pseudotsuga menziesii*: reforestation. *Forest Ecology and Management*, 324: 147–157.
- Reid, L.M., Ziemer, R.R. y Furniss, M.J.** 1996. 1. *Watershed analysis on federal lands of the Pacific Northwest*, (disponible en: <https://www.fs.fed.us/psw/publications/reid/1WhatIsWA.htm>).
- Reynolds, K.M.** 2006. EMDS 3.0: A modeling framework for coping with complexity in environmental assessment and planning. *Science in China, Series E: Technological Sciences*, pp. 63–75, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11431-006-8108-y>).
- Reynolds, R.T., Sánchez Meador, A.D., Youtz, J.A., Nicolet, T., Matonis, M.S., Jackson, P.L., DeLorenzo, D.G. y Graves, A.D.** 2013. *Restoring composition and structure in Southwestern frequent-fire forests – A science-based framework for improving ecosystem resiliency*. General Technical Report RMRS-GTR-310. Fort Collins (Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Rocky Mountain Research Station.
- Richards, W.H., Koeck, R., Gersonde, R., Kuschnig, G., Fleck, W. y Hochbichler, E.** 2012. Landscape-scale forest management in the municipal watersheds of Vienna, Austria, and Seattle, USA: commonalities despite disparate ecology and history. *Natural Areas Journal*, 32(2): 199–207, (disponible en: <https://doi.org/10.3375/043.032.0209>).
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., et al.** 2020. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *Bioscience*, 70(6): 501–514, (disponible en: <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>).
- Rikimaru, A., Roy, P.S. y Miyatake, S.** 2002. Tropical forest cover density mapping. *Tropical Ecology*, 43(1): 39–47.
- Robichaud, P.R., Beyers, J.L. y Neary, D.G.** 2000. *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments*. General Technical Report RMRS-GTR-63. Fort Collins (Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Rocky Mountain Research Station.
- Robinne, F.N., Bladon, K.D., Miller, C., Parisien, M.A., Mathieu, J. & Flannigan, M.D.** 2018. A spatial evaluation of global wildfire-water risks to human and natural systems. *Science of the Total Environment*, 610/611: 1193–1206.
- Robinson, B.E., Zheng, H. y Peng, W.** 2019. Disaggregating livelihood dependence on ecosystem services to inform land management. *Ecosystem Services*, 36: 100902, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100902>).
- Robinson, T.M.P., La Pierre, K.J., Vadeboncoeur, M.A., Byrne, K.M., Thomey, M.L. y Colby, S.E.** 2013. Seasonal, not annual precipitation drives community productivity across ecosystems. *Oikos*, 122: 727–738, (disponible en: <http://www.jstor.org/stable/41937721>).
- Rodríguez, J.P., Beard, T.D., Jr, Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S., Agard, J., et al.** 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11(1): 28, (disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/>).
- Rolfe, J., Johnston, R.J., Rosenberger, R.S. y Brouwer, R.** 2015. Introduction: benefit transfer of environmental and resource values. En: R. Johnston, J. Rolfe, R. Rosenberger & R. Brouwer, eds. *Benefit transfer of environmental and resource*

- values, pp. 3–17. The Economics of Non-Market Goods and Resources, Volumen 14. Dordrecht (Países Bajos). Springer, (disponible en: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-017-9930-0_1).
- Ronnback, P., Crona, B. y Ingwall, L. 2007. The return of ecosystem goods and services in replanted mangrove forests: perspectives from local communities in Kenya. *Environmental Conservation*, 34: 313–324.
- Ryan, D.F. y Glasser, S. 2000. Goals of this report. En: G.E. Dissmeyer, ed. *Drinking water from forests and grasslands – A synthesis of the scientific literature*, Capítulo 1, pp. 3–6. General Technical Report SRS-39. Asheville(Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Southern Research Station.
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A. y Jenkins, M. 2018. The global status and trends of payments for ecosystem services. *Nature Sustainability*, 1: 136–144, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>).
- Sanford, R.L., Jr, Saldarriaga, J., Clark, K.E., Uhl, C. y Herrera, R. 1985. Amazon rain-forest fires. *Science*, 227(4682): 53–55.
- Satake, K., Aung, T.T., Sawai, Y., Okamura, Y., Win, K.S., Swe, W., et al. 2006. Tsunami heights and damage along the Myanmar coast from the December 2004 Sumatra-Andaman earthquake. *Earth, Planets and Space*, 58: 243–252.
- Savage, M., Brown, P. y Feddema, J. 1996. The role of climate in a pine forest regeneration pulse in the southwestern United States. *Ecoscience*, 3: 310–318.
- Scatena, F.N., Bruijnzeel, L.A., Bubba, P. y Das, S. 2011. Setting the stage. En: L.A. Bruijnzeel, F.N. Scatena & L.S. Hamilton, eds. *Tropical montane cloud forests – Science for conservation and management*, pp. 3–13. Cambridge (Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte). Cambridge University Press.
- Schaffelke, B., Mellors, J. y Duke, N.C. 2005. Water quality in the Great Barrier Reef region: responses of mangrove, seagrass and macroalgal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 51: 279–296.
- Schilling, K.E. 2007. Water table fluctuations under three riparian land covers, Iowa (USA). *Hydrological Processes*, 21(18): 2415–2424.
- Schomers, S. y Matzdorf, B. 2013. Payments for ecosystem services: a review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services*, 6: 1–15, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.01.002>).
- Schwarzel, K., Zhang, L.L., Montanarella, L., Wang, Y.H. y Sun, G. 2020. How afforestation affects the water cycle in drylands: a process-based comparative analysis. *Global Change Biology*, 26(2): 944–959.
- Schwilch, G., Liniger, H.P. y Hurni, H. 2014. Sustainable land management (SLM) practices in drylands: how do they address desertification threats? *Environmental Management*, 54(5): 983–1004.
- Scott, D.F. 1993. The hydrological effects of fire in South African mountain catchments. *Journal of Hydrology*, 150: 409–432.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. Sin fecha. *Servicio de Información sobre Sitios Ramsar (SISR)* [en línea]. [Citado en julio de 2020]. <https://rsis.ramsar.org/es?language=es>
- Servicio Forestal del USDA. 2014. U.S. Forest Resource Facts and Historical Trends (S.N. Oswalt and W.B. Smith, Eds). FS-1035 Agosto de 2014.
- Segura, C., Bladon, K., Hatten, J., Jones, J., Hale, V. y Ice, G.G. 2020. Long-term effects of forest harvesting on summer low flow deficits in the Coast Range of Oregon. *Journal of Hydrology*, 124749, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124749>).
- Segura, M., Ray, D. y Maroto, C. 2014. Decision support systems for forest management: a comparative analysis and assessment. *Computers and Electronics in Agriculture*, 101: 55–67.
- Shakesby, R.A. y Doerr, S.H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74: 269–307.
- Shang, B.Z., He, H.S., Crow, T.R. y Shifley, S.R. 2004. Fuel load reductions and fire risk

- in central hardwood forests of the United States: a spatial simulation study. *Ecological Modelling*, 180(1): 89–102.
- Sharp, R., Douglass, J. y Wolny, S., eds.** 2016. *InVEST v3. 3.2 user guide* [en línea]. The Natural Capital Project [citado en enero de 2021], (disponible en: <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html>)
- Sheil, D. y Bargués Tobella, A.** 2020. More trees for more water in drylands: myths and opportunities. *ETFRN News*, 60.
- Shvidenko, A., Barber, C.V., Persson, R., González, P., Hassan, R., Lakyda, P., McCallum, I., Nilsson, S., Pulhin, J., van Rosenburg, B. y Scholes, B.** 2005. Forest and woodland systems. En: R. Hassan, R. Scholes & N. Ash, eds. *Ecosystems and human well-being – Current state and trends. Findings of the Condition and Trends Working Group*. Washington D.C. Island Press.
- Silvius, M.J. y Suryadiputra, N.** 2002. *Review of policies and practices in tropical peat swamp forest management in Indonesia*. Wetlands International.
- Simard, A.J.** 1991. Fire severity, changing scales, and how things hang together. *International Journal of Wildland Fire*, 1: 23–34.
- Similä, M., Aapala, K. y Penttinen, J.** 2014. *Ecological restoration in drained peatlands – Best practices from Finland*. Vantaa (Finland). Metsähallitus, Natural Heritage Services.
- Similä, M., Simonen, E., Mikkola, M. y Penttinen, J.** 2014. *Boreal Peatland LIFE Project – Working for the Finnish peatlands*, (disponible desde: https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=LIFE08_NAT_FIN_000596_LAYMAN.pdf).
- Simonetti, D., Marelli, A. y Eva, H.D.** 2015. *IMPACT: Portable GIS toolbox image processing and land cover mapping*. Luxembourg. Publications Office of the European Union, (disponible en: <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC96789>).
- Simpson, N.P., Shearing, C.D. y Dupont, B.** 2020. Partial functional redundancy: an expression of household level resilience in response to climate risk. *Climate Risk Management*, 28.
- Sinare, H. y Gordon, L.J.** 2015. Ecosystem services from woody vegetation on agricultural lands in Sudano-Sahelian West Africa. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 200: 186–199.
- Singh, S. y Mishra, A.** 2014. Deforestation-induced costs on the drinking water supplies of the Mumbai metropolitan, India. *Global Environmental Change*, 27: 73–83, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.020>).
- Smith, H.G., Sheridan, G.J., Lane, P.N.J., Nyman, P. y Haydon, P.** 2011. Wildfire effects on water quality in forest catchments: a review with implications for water supply. *Journal of Hydrology*, 296: 170–192.
- Smith, L.K., Lewis, W.M., Chanton, J.P., Cronin, G. y Hamilton, S.K.** 2000. Methane emissions from the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Biogeochemistry*, 51(2):113–140.
- Soille, P. y Vogt, P.** 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 30: 456–59, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2008.10.015>).
- Spalding, M., McIvor, A., Tonneijck, F., Tol, S. y van Eijk, P.** 2014. *Mangroves for coastal defence. Guidelines for coastal managers & policy makers*. Wetlands International y The Nature Conservancy.
- Spang, E.S., Miller, S., Williams, M. y Loge, F.J.** 2015. Consumption-based fixed rates: harmonizing water conservation and revenue stability. *Journal of the American Water Works Association*, 107: E164–E173, (disponible en: <https://doi.org/10.5942/jawwa.2015.107.0001>).
- Spies, T.A., Stine, P.A., Gravenmier, R., Long, J.W. y Reilly, M.J., coordinadores téc.** 2018. *Synthesis of science to inform land management within the Northwest Forest Esquema*

- area. General Technical Report PNW-GTR-966. Portland (Estados Unidos de América). Departamento de Agricultura, Servicio Forestal, Pacific Northwest Research Station.
- Springgay, E. 2015. *Forests and water – A five-year action esquema* [en línea]. FAO [citado el 19 de abril de 2020], (disponible en: www.fao.org/forestry/43810-05bc28890480b481d4310a3c5fe8a1003.pdf).
- Springgay, E., Casallas Ramirez, S., Janzen, S. y Vannozzi Brito, V. 2019. The forest–water nexus: an international perspective. *Forests*, 10: 915.
- Springgay, E., Dalton, J., Samuelson, L., Bernard, A., Buck, A., Cassin, J., *et al.* 2018. *Championing the forest-water nexus – Report on the meeting of key forest and water stakeholders*. Estocolmo. SIWI.
- Spurrier, L., Van Breda, A., Martin, S., Bartlett, R. y Newman, K. 2019. Nature-based solutions for water-related disasters. *Unasylva*, 251: 67–74.
- Stanford, B., Holl, K.D., Herbst, D.B. y Zavaleta, E. 2019. In-stream habitat and macroinvertebrate responses to riparian corridor length in rangeland streams. *Restoration Ecology*, 28(1): 173–184.
- Stanford, J.A. y Ward, J.V. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(1): 48–60.
- Stape, J.L., Binkley, D. y Ryan, M.G. 2004. *Eucalyptus* production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 193: 17–31, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.020>).
- Stavros, N.N., Owen, S., Jones, C. y Osmanoglu, B. 2018. *NISAR applications*. Pasadena (Estados Unidos de América). Jet Propulsion Laboratory, National Aeronautics and Space Administration.
- Stednick, J.D. 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *Journal of Hydrology*, 176: 79–95, (disponible en: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02780-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02780-7)).
- Steel, E.A., Fullerton, A.H., Caras, Y., Sheer, M.B., Olson, P., Jensen, D.W., *et al.* 2008. A spatially explicit decision support system for watershed-scale management of salmon. *Ecology and Society*, 13(2):50, (disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art50/>).
- Stephens, S.L., Burrows, N., Buyantuyev, A., Gray, R.W., Keane, R.E., Kubian, R., *et al.* 2014. Temperate and boreal forest mega-fires: characteristics and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12: 115–122.
- Still, C.J., Foster, P.N. y Schneider, S.H. 1999. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature*, 398: 608–610.
- Strack, M. 2008. *Peatlands and climate change*. International Peat Society.
- Strassburg, B.N., Beyer, H.L., Crouzeilles, R., Iribarrem, A., Mendes Barros, P.S., Ferreira De Siqueira, M., *et al.* 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology and Evolution*, 3(1): 62–70.
- Stromberg, J.C., McCluney, K.E., Dixon, M.D. y Meixner, T. 2013. Dryland riparian ecosystems in the American southwest: sensitivity and resilience to climatic extremes. *Ecosystems*, 16: 411–415.
- Su, L., Miao, C., Kong, D., Duan, Q., Lei, X., Hou, Q. y Li, H. 2018. Long-term trends in global river flow and the causal relationship between river flow and ocean signals. *Journal of Hydrology*, 563: 818–833, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.058>).
- Sullivan, T.J., Lawrence, G.B., Bailey, S.W., McDonnell, T.C., Beier, C.M., Weathers, K.C., *et al.* 2013. Effects of acidic deposition and soil acidification on sugar maple trees in the Adirondack Mountains, New York. *Environmental Science and Technology*, 47: 12687–12694.
- Sun, G. y Vose, J.M. 2016. Forest management challenges for sustaining water resources in the Anthropocene. *Forests*, 7: 68–80, (disponible en: <https://doi.org/10.3390/f7030068>).
- Sun, G., Caldwell, P. y McNulty, S. 2015. Modeling the potential role of forest thinning

- in maintaining water supplies under a changing climate across the conterminous United States. *Hydrological Processes*, 29: 5016–5030.
- Sun, G., Zhou, G., Zhang, Z., Wei, X., McNulty, S.G. y Vose, J.M. 2006. Potential water yield reduction due to forestation across China. *Journal of Hydrology*, 328(3–4): 548–558.
- Sun, G., Zuo, C., Liu, S., Liu, M., McNulty, S.G. y Vose, J.M. 2008. Watershed evapotranspiration increased due to changes in vegetation composition and structure under a subtropical climate. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 44(5):1164–1175, (disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00241.x>).
- Suprayogo, D., Van Noordwijk, M., Hairiah, K., Meilasari, N., Rabbani, A.L., Ishaq, R.M. y Widiyanto, W. 2020. Infiltration-friendly agroforestry land uses on volcanic slopes in the Rejoso watershed, East Java, Indonesia. *Land*, 9(8): 240.
- Swedish Forest Agency. 2020. *Tool box – Riparian forests* [en línea]. Suecia [citado en julio de 2020], (disponible en: <https://www.skogsstyrelsen.se/en/wambaf/riparian-forests>).
- Swift, L.W., Jr. 1984. Soil losses from roadbeds and cut and fill slopes in the southern Appalachian Mountains. *Southern Journal of Applied Forestry*, 8: 209–213.
- Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M. y Chang, A. 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 9457–9564, (disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.0705797105>).
- Tamai, K., Boyer, E.W., Iida, S., Carlyle-Moses, D.E. y Levia, D.F. 2020. Forest influences on streamflow: case studies from the Tatsunokuchi-Yama Experimental Watershed, Japan, and the Leading Ridge Experimental Watershed, USA. En: D. Levia, D. Carlyle-Moses, S. Iida, B. Michalzik, K. Nanko & A. Tischer, eds. *Forest-water interactions*. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), Volumen 240. Cham (Suiza). Springer.
- Tanaka, N., Sasaki, Y., Mowjood, M., Jinadasa, K. y Homchuen, S. 2007. Coastal vegetation structures and their functions in tsunami protection: experience of the recent Indian Ocean tsunami. *Landscape and Ecological Engineering*, 3: 33–45.
- Taniwaki, R., Leal, C., Ferraz, S., Henrikson, L., Jägrud, L. y Paula, F. 2018. *Blue Targeting Tool – A simple forestry planning for riparian buffer zones adapted to Brazilian streams*. Póster presentado en la Conferencia Conjunta sobre Bosques y Agua, 2018, Valdivia (Chile).
- Taufik, M., Minasny, B., McBratney, A.B., Van Dam, J.C., Jones, P.D. y Van Lanen, H.A.J. 2020. Human-induced changes in Indonesian peatlands increase drought severity. *Environmental Research Letters*, 15(8), (disponible en: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab96d4/pdf>).
- Tedim, F., Xanthopoulos, G. y Leone, V. 2015. Forest fires in Europe: facts and challenge. En: J.F. Shroder & D. Paton, eds. *Wildfire hazards, risks and disasters*, Capítulo 5, pp. 77–99. Elsevier.
- TEEB [La economía de los ecosistemas y la biodiversidad]. 2010. *The economics of ecosystems and biodiversity – Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.
- Tencer, Y., Idan, G., Strom, M., Nusinow, U., Banet, D., Cohen, E., et al. 2009. Establishment of a constructed wetland in extreme dryland. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7): 862.
- The 2030 Water Resources Group. 2009. *Charting our water future – Economic frameworks to inform decision-making*.
- Thomas, N., Bunting, P., Lucas, R., Hardy, A., Rosenqvist, A. y Fatoyinbo, T. 2018. Mapping mangrove extent and change: a globally applicable approach. *Remote Sensing*, 10(9):1466, (disponible en: <https://doi.org/10.3390/rs10091466>).
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. y Mosseler, A. 2009. *Forest resilience, biodiversity, and climate change – A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in*

- forest ecosystems*. Technical Series No. 43. Montréal, Canadá, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 67 p.
- Thompson, J.L., Kaiser, A., Sparks, E.L., Shelton, M., Brunden, E., Cherry, J.A. y Cebrian, J. 2016. Ecosystem – what? Public understanding and trust in conservation science and ecosystem services. *Frontiers in Communication*, 1: 3, (disponible en: <https://doi.org/10.3389/fcomm.2016.00003>).
- Toledo-Aceves, T., De los Ángeles García-Hernández, M. y Paz, H. 2019. Leaf functional traits predict cloud forest tree seedling survival along an elevation gradient. *Annals of Forest Science*, 76: 111.
- Toledo-Aceves, T., Meave, J.A., González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. 2011. Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management*, 92: 974–981.
- Tomer, M.D., Dosskey, M.G., Burkart, M.R., James, D.E., Helmers, M.J. y Eisenhauer, D.E. 2009. Methods to prioritize placement of riparian buffers for improved water quality. *Agroforestry Systems*, 75: 17–25.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The botany of mangroves*. Cambridge (Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte). Cambridge University Press.
- Torres Pérez, D.M. 2018. *Gobernanza y medios de vida en programas locales de pago por servicios ambientales hidrológicos – el caso de las subcuencas del río Gavilanes y Pixquiac, Veracruz*. Programa de Posgrado en Economía: Economía de los recursos naturales y desarrollo sustentable. Tesis doctoral. México, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Trabucco, A., Zomer, R.J., Bossio, D.A., Van Straaten, O. y Verchot, L.V. 2008. Climate change mitigation through afforestation/reforestation: a global analysis of hydrologic impacts with four case studies. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 126(1–2): 81–97, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.015>).
- Trujillo-Miranda, A.L., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F. y Gerez-Fernández, P. 2018. Active versus passive restoration: recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecological Engineering*, 117: 50–61.
- Tsuji, Y., Namegaya, Y., Matsumoto, H., Iwasaki, S.-I., Kanbua, W., Sriwichai, M. y Meesuk, V. 2006. The 2004 Indian tsunami in Thailand: surveyed runup heights and tide gauge records. *Earth, Planets and Space*, 58: 223–232.
- Turco, M., von Hardenberg, J., AghaKouchak, A., Llasat, M.C., Provenzale, A. y Trigo, A.M. 2017. On the key role of droughts in the dynamics of summer fires in Mediterranean Europe. *Scientific Reports*, 7: 81, (disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00116-9>).
- Turpie, J.K.K., Marais, C. y Blignaut, J.N.N. 2008. The Working for Water Programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa. *Ecological Economics*, 65(4): 788–798, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.12.024>).
- Twery, M.J., Knopp, P.D., Thomasma, S.A., H. Rauscherd, M., Nuttee, D.E., Pottiere, W.D., Maier, F., Wange, J., Dasse, M., Uchiyama, H., Glendee, A. y Hoffman, R.E. 2005. NED-2: a decision support system for integrated forest ecosystem management. *Computers and Electronics in Agriculture*, 49(1): 24–43, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2005.03.001>).
- Tyukavina, A., Stehman, S.V., Potapov, P.V., Turubanova, S.A., Baccini, A., Goetz, S.J., Laporte, N.T., Houghton, R.A. y Hansen, M.C. 2013. National-scale estimation of gross forest aboveground carbon loss: a case study of the Democratic Republic of the Congo. *Environmental Research Letters*, 8: 044039.
- Úbeda, X. y Sarricolea, P. 2016. Wildfires in Chile: a review. *Global and Planetary Change*, 146: 152–161.

- UICN [Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza]. 2010. Communicating forest values. *Abor Vitae*, 42, (disponible en: www.iucn.org/downloads/av42englishcolweb.pdf).
- USGS [Servicio Geológico de Estados Unidos]. 2018a. *Watershed boundary dataset subregions map* [online]. [citado en enero de 2021], (disponible en: <https://www.usgs.gov/media/images/watershed-boundary-dataset-subregions-map9>).
- USGS. 2018b. *Watershed boundary dataset structure visualization* [online]. [citado en enero de 2021], (disponible en: <https://www.usgs.gov/media/images/watershed-boundary-dataset-structure-visualization>).
- USGS. 2020. *Geoscience Australia's Oliver discusses use of Landsat during country's historic fires* [en línea]. [citado en julio de 2020], (disponible en: https://www.usgs.gov/news/geoscience-australias-oliver-discusses-use-landsat-during-countrys-historic-fires?qt-news_science_products=).
- Valiela, I., Bowen, J.L. y York, J.K. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience*, 51: 807–815, (disponible en: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:MFOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2)).
- Van Cleve, K. y Powers, R.F. 2006. Soil carbon, soil formation, and ecosystem development. En: W.W. McFee & J.M. Kelly, eds. *Carbon forms and functions in forest soils*. American Society of Agronomy, (disponible en: <https://doi.org/10.2136/1995.carbonforms>).
- Van der Ploeg, S., de Groot, R. y Wang, Y. 2010. *The TEEB valuation database – Overview of structure, data and results*. Wageningen (Países Bajos). Foundation for Sustainable Development.
- Van Hecken, G. y Bastiaensen, J. 2010. Payments for ecosystem services: justified or not? A political view. *Environmental Science & Policy*, 13(8): 785–792, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.09.006>).
- Van Mantgem, P.J., Stephenson, N.L., Byrne, J.C., Daniels, L.D., Franklin, J.F., Fulé, P.Z., et al. 2009. Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. *Science*, 323: 521–524.
- Van Vliet, M.T.H., Franssen, W.H.P., Yearsley, J.R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D.P. y Kabat, P. 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change*, 23(2): 450–464, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.11.002>).
- Vancutsem, C. y Achard, F. 2016. Mapping intact and degraded humid forests over the tropical belt from 32 years of Landsat time series. Ponencia presentada en el Simposio Planeta Vivo 2016.
- Vancutsem, C. y Achard, F. 2017. Mapping disturbances in tropical humid forests over the past 33 years. Presentación en la Conferencia Worldcover 2017, Frascati(Italia) Agencia Espacial Europea.
- Veneklaas, E.J., Zagt, R.J., Van Leerdam, A., Van Ek, R., Broekhoven, A.J. y Van Genderen, M. 1990. Hydrological properties of the epiphyte mass of a montane tropical rainforest. *Vegetatio*, 89: 183–192.
- Verbist, B., Poesen, J., Van Noordwijk, M., Widiyanto, Suprayogo, D., Agus, F. y Deckers, J.A. 2010. Factors affecting soil loss at plot scale and sediment yield at catchmentscale in a tropical volcanic agroforestry landscape. *Catena*, 80(1): 34–46, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.08.007>).
- Viani, R.A.G., Bracale, H. y Taffarello, D. 2019. Lessons learned from the water producer project in the Atlantic forest, Brazil. *Forests*, 10(11):1031, (disponible en: <https://doi.org/10.3390/f10111031>).
- Virra, B., Adams, B., Agarwal, C., Badiger, S., Hope, R.A., Krishnaswamy, J. y Kumar, C. 2012. Negotiating trade-offs: choices about ecosystem services for poverty alleviation. *Economic and Political Weekly*, 47(9): 67–75.

- Vogdrup-Schmidt, M., Strange, N., Olsen S.B. y Thorsen, B.J. 2017. Trade-off analysis of ecosystem service provision in nature networks. *Ecosystem Services*, 23: 165–173, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.011>).
- Von Thaden, J., Manson, R.H., Congalton, R.G., López-Barrera, F. y Salcone, J. 2019. A regional evaluation of the effectiveness of Mexico's payments for hydrological services. *Regional Environmental Change*, 19: 1751–1764.
- Vose, J.M., Miniati, C.F., Luce, C.H., Asbjornsen, H., Caldwell, P.V., Campbell, J.L., *et al.* 2016. Echohydrological implications of drought for forests in the United States. *Forest Ecology and Management*, 380: 335–345, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.025>).
- WAMBAF. 2020. *Water Management in Baltic Forests (WAMBAF)* [en línea]. Suecia [citado en julio de 2020]. <http://wambaf.com/en/start-en/>
- Wang, R., Xu, T., Yu, L., Zhu, J. y Li, X. 2013. Effects of land use types on surface water quality across an anthropogenic disturbance gradient in the upper reach of the Hun River, northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 4141–4151, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2856-x>).
- Wang, S., Fu, B.J., Piao, S.L., Lu, Y.H., Ciais, P., Feng, X.M. y Wang, Y. 2016. Reduced sediment transport in the Yellow River due to anthropogenic changes. *Nature Geoscience*, 9(1):38–41.
- Wangai, P.W., Burkhard, B. y Müller, F. 2016. A review of studies on ecosystem services in Africa. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 5(2): 225–245.
- Wederspahn, A.M. 2012. *Managing young stands in western Washington to expedite complex forest structure and biotic diversity – Review, rationale, and recommendations*. Tesis de Máster. Olympia, Estados Unidos, Evergreen State College.
- Weisteiner, C.J., Ickerott, M., Ott, H., Probeck, M., Ramminger, G., Clerici, N., *et al.* 2016. Europe's green arteries: a continental dataset of riparian zones. *Remote Sensing*, 8(11): 925.
- Welch, D. 2008. What should protected area managers do to preserve biodiversity in the face of climate change? *Biodiversity*, 9(3–4): 84–88, (disponible en: <https://doi.org/10.1080/14888386.2008.9712911>).
- White, D.A., McGrath, J.F., Ryan, M.G., Battaglia, M., Mendham, D.S., Kinal, J., *et al.* 2014. Managing for water-use efficient wood production in *Eucalyptus globulus* plantations. *Forest Ecology and Management*, 331: 272–280, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.020>).
- Wichtmann, W., Schröder, C. y Joosten, H., eds. 2016. *Paludiculture – Productive use of wetpeatlands*. Schweizerbart Science Publishers.
- Williams, A.P., Allen, C.D., Macalady, A.K., Griffin, D., Woodhouse, C.A., Meko, D.M., *et al.* 2013. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. *Nature Climate Change*, 3: 292–297.
- Williams, J.A., O'Farrell, M.J. y Riddle, B.R. 2006. Habitat use by bats in a riparian corridor of the Mojave Desert in Southern Nevada. *Journal of Mammalogy*, 87(6): 1145–1153.
- Willis, J.L., Roberts, S.D. y Harrington, C.A. 2018. Variable density thinning promotes variable structural responses 14 years after treatment in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*, 410: 114–125, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.006>).
- Winemiller, K.O. 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. *En: Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volumen 2, pp. 285–309. Bangkok, FAO.
- Wohl, E., Lane, S.N. y Wilcox, A.C. 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8): 5974–5997.
- Wösten, H., Clymans, E., Page, S., Rieley, J. y Limin, S.H. 2008. Peat-water interrelationships in a tropical peatland ecosystem in Southeast Asia. *CATENA*, 73:

- 212–224, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.07.010>)
- Wösten, H., Rieley, J. y Page, S.** 2008. *Restoration of tropical peatlands*. Alterra – Universidad y Centro de Investigación de Wageningen, y Asociación Unión Europea-INCO RESTOPEAT.
- Wright, H.A., Churchill, F.M. y Stevens, W.C.** 1976. Effect of prescribed burning on sediment, water yield, and water quality from juniper lands in central Texas. *Journal of Range Management*, 29: 294–298.
- Wright, H.A., Churchill, F.M. y Stevens, W.C.** 1982. Soil loss and runoff on seeded vs. non-seeded watersheds following prescribed burning. *Journal of Range Management*, 35: 382–385.
- Wunder, S.** 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21(1): 48–58, (disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x>).
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas).** 2015. *Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2015: agua para un mundo sostenible*. París. Organización de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, la Ciencia y la Cultura.
- WWF.** 2015. *Partnering to secure the future of the lake Naivasha basin – The Integrated Water Resource Action Esquema Programme (IWRAP)*. Folleto. Nairobi. Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) Kenya.
- Xiao, J., Sun, G., Chen, J., Chen, H., Chen, S., Dong, G., et al.** 2013. Carbon fluxes, evapotranspiration, and water use efficiency of terrestrial ecosystems in China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 182–183: 76–90.
- Xie, X.H., Liang, S.L., Yao, Y.J., Jia, K., Meng, S.S. y Li, J.** 2015. Detection and attribution of changes in hydrological cycle over the Three-North region of China: climate change versus afforestation effect. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203: 74–87.
- Yan, H., Wang, S.Q., Billesbach, D.P., Oechel, W., Zhang, J.H., Meyers, T., et al.** 2012. Global estimation of evapotranspiration using a leaf area index-based surface energy and water balance model. *Remote Sensing of Environment*, 124, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.06.004>).
- Yanagisawa, H., Koshimura, S., Miyagi, T. y Imamura, F.** 2010. Tsunami damage reduction performance of a mangrove forest in Banda Aceh, Indonesia inferred from field data and a numerical model. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 115(C6).
- Yang, L., Wei, W., Chen, L. y Mo, B.** 2012. Response of deep soil moisture to land use and afforestation in the semi-arid Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology*, 475: 111–122.
- Yin, Y.** 1999. Floodplain forests. En: US Geological Survey. *Ecological Status and Trends of the Upper Mississippi River System 1998 – A report of the Long Term Resource Monitoring Program*, pp. 9–1–9–9. La Crosse (Estados Unidos de América). Servicio Geológico de Estados Unidos, Upper Midwest Environmental Sciences Center. LTRMP 99-T001.
- Yoho, N.S.** 1980. Forest management and sediment production in the South – a review. *Southern Journal of Applied Forestry*, 4: 27–36.
- Yusuf, A.A. y Francisco, H.** 2009. *Climate change vulnerability mapping for Southeast Asia*. Singapore. Economy and Environment Program for Southeast Asia (EEPSEA).
- Zhang, L., Dawes, W.R. y Walker, G.R.** 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37: 701–708, (disponible en: <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>)
- Zhang, W. y Pagiola, S.** 2011. Assessing the potential for synergies in the implementation of payments for environmental services programmes: an empirical analysis of Costa Rica. *Environmental Conservation*, 38(4): 406–416, (disponible en: <https://doi.org/10.1017/S0376892911000555>).

- Zhang, X., Zhang, L., Zhao, J., Rustomji, P. y Hairsine, P. 2008. Responses of streamflow to changes in climate and land use/cover in the Loess Plateau, China. *Water Resources Research*, 44(7): W00A07, (disponible en: <https://doi.org/10.1029/2007WR006711>).
- Zhang, Y., Song, C., Band, L.E., Sun, G. y Li, J. 2017. Reanalysis of global terrestrial vegetation trends from MODIS products: browning or greening? *Remote Sensing of Environment*, 191: 145–155, (disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.018>).
- Zhang, L. y Schwärzel, K. 2017. China's land resources dilemma: problems, outcomes, and options for sustainable land restoration. *Sustainability*, 9(12): 2362, (disponible en: <https://doi.org/10.3390/su9122362>).
- Zheng, H., Li, Y., Liu, G., Ma, D., Wang, F., Lu, F., Ouyang, Z. y Daily, G. 2016. Using ecosystem service trade-offs to inform water conservation policies and management practices. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(10): 527–532, (disponible en: <https://doi.org/10.1002/fee.1432>).
- Zongo, B., Zongo, F., Toguyeni, A. y Boussim, J.I. 2017. Water quality in forest and village ponds in Burkina Faso (western Africa). *Journal of Forestry Research*, 28: 1039–1048, (disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0369-8>).

Anexo 1. Lista de organizaciones participantes en la redacción del informe

Institución asociada	Autores
Universidad Católica de Lovaina	Bruno Verbist
Forest Survey of India	Subhash Ashutosh
ETIFOR	Giulia Amato Giacomo Laghetto Alessandro Leonardi Mauro Masiero Colm O'Driscoll
Centro Común de Investigación de la Comisión Europea (JRC)	Hugh Eva
FAO	Simone Borrelli Marco Boscolo Ben Caldwell Rémi d'Annunzio Simon Funge-Smith Kai Miliken Maria Nuutinen Chiara Patriarca Sara Casallas Ramirez Elisabet Rams Beltran Kenichi Shono Elaine Springgay Ashley Steel
Instituto de Ecología A.C. (INECOL)	Tarin Toledo Aceves
Universidad de Ku Leuven	Burt Muys
Northwest Fisheries Science Center	Timothy Beechie Aimee Fullerton George Pess
Universidad Politécnica de Valencia	Antonio del Campo María González-Sanchis
Thünen Institute	Sven Günter
Servicio Forestal de los Estados Unidos	Dave D'Amore Jackson Leonard Jonathan Long Richard MacKenzie Steve McNulty Dan Neary Ge Sun
Universidad de Sao Paulo	Silvio Ferraz
Universidad de Washington	Lilian McGill
Universidad de Kent	Michaela Lo
Universidad de Londres	William Richards
Centro Mundial de Agroforestería (ICRAF)	Aida Bargues Tobella

Guía para la gestión de los bosques y el agua

La seguridad hídrica se perfila como un gran reto planetario. Muchas personas en todo el mundo carecen ya de un acceso adecuado al agua limpia, y la presión sobre los recursos hídricos aumenta a medida que la población crece, los ecosistemas se degradan y el clima cambia.

Los bosques y los árboles forman parte del ciclo global del agua y, por tanto, son vitales para la seguridad hídrica, ya que regulan la cantidad, la calidad y el ciclo temporal del agua y proporcionan funciones de protección contra, por ejemplo, la erosión del suelo y de las costas, las inundaciones y las avalanchas. Los ecosistemas forestales y montañosos sirven como áreas de origen para más del 75% del suministro de agua renovable, suministrando agua a más de la mitad de la población mundial.

El objetivo de la *Guía para la gestión de los bosques y el agua* es mejorar la base de información mundial sobre las funciones protectoras de los bosques para el suelo y el agua. Revisa las técnicas y metodologías emergentes, proporciona orientación y recomendaciones sobre cómo gestionar los bosques para sus servicios ecosistémicos de agua, y ofrece ideas sobre los casos empresariales y económicos para gestionar los bosques para los servicios ecosistémicos de agua. La guía presta especial atención a cuatro ecosistemas cruciales para la gestión de los bosques y el agua: los manglares, las turberas, los bosques de niebla tropicales montanos y los bosques de las zonas áridas.

La *Guía para la gestión de los bosques y el agua* concluye que tanto los bosques naturales como los plantados ofrecen soluciones rentables para la gestión del agua, a la vez que proporcionan considerables

beneficios, como la producción de madera y otros bienes, la mitigación del cambio climático, la conservación de la biodiversidad y los servicios culturales. La tarea de garantizar la seguridad hídrica mundial es formidable, pero este informe ofrece una orientación esencial para la silvicultura centrada en el agua como medio para aumentar la resiliencia de nuestros valiosos recursos hídricos.

