



WWF

INFORME

AMAZONIA
VIVA

2016

El estado de la Amazonia: Conectividad de agua dulce y salud de los ecosistemas

CITA BIBLIOGRÁFICA SUGERIDA

Macedo, M. y Castello, L. 2016. ***El estado de la Amazonia: conectividad de agua dulce y salud de los ecosistemas***; editado por D. Oliveira, C. C Maretti y S. Charity. Brasília, Brasil: Iniciativa Amazonia Viva de WWF. 138pp.

INFORMACIÓN SOBRE ESTA PUBLICACIÓN

Editores de la serie *El estado de la Amazonia*: Cláudio C. Maretti, Denise Oliveira y Sandra Charity.

Esta publicación de *El estado de la Amazonia: conectividad de agua dulce y salud de los ecosistemas*:

Editores de la publicación: Denise Oliveira, Cláudio C. Maretti y Sandra Charity.

Editores del texto de la publicación: Sandra Charity y Denise Oliveira.

Informe científico central (capítulos 1-6): Redactado por Marcia Macedo y Leandro Castello; evaluación científica encargada por la Iniciativa Amazonia Viva (LAI) de WWF.

Conclusiones y recomendaciones (capítulo 7): Cláudio C. Maretti, Marcia Macedo, Leandro Castello, Sandra Charity, Denise Oliveira, André S. Dias, Tarsicio Granizo, Karen Lawrence.

Enfoques integrados de la Iniciativa Amazonia Viva para un desarrollo más sostenible en la Panamazonia: Cláudio C. Maretti, Sandra Charity, Denise Oliveira, Tarsicio Granizo, André S. Dias y Karen Lawrence.

Versión original en inglés. Traducción al español: Fernando Campos Leza

Mapas: Paul Lefebvre/Centro de Investigación Woods Hole (WHRC); Valderli Piontekowski/Instituto de Investigación Ambiental de la Amazonia (IPAM), y el Programa de Ciencias/WWF-Brasil.

Fotos: Adriano Gambarini; André Bärtschi; Brent Stirton/Getty Images; Denise Oliveira; Edison Caetano; Fernando Pelicice; Gleilson Miranda/Funai; Juvenal Pereira; Kevin Schafer/naturepl.com; María del Pilar Ramírez; Mark Sabaj Perez; Michel Roggo; Omar Rocha; Paulo Brando; Roger Leguen; Zig Koch.

Portada

Confluencia de los ríos Teles Pires y Juruena, formando el río Tapajós, en la frontera de los estados brasileños de Mato Grosso, Amazonas y Pará. © Zig Koch / Iniciativa Amazonia Viva de WWF.

WWF es una de las mayores y más experimentadas organizaciones ambientalistas independientes del mundo. Cuenta con el apoyo de casi 5 millones de personas y actúa en más de 100 países. Su misión es detener la degradación ambiental del planeta y construir un futuro en que los seres humanos vivan en armonía con la naturaleza, conservando la diversidad biológica mundial, velando por un uso sostenible de los recursos naturales renovables y promoviendo la reducción de la contaminación y del consumo desmedido.

La Iniciativa Amazonia Viva de WWF es una de las nueve iniciativas globales de la Red WWF. Comenzó a desarrollarse en 2006 y echó a andar en 2008. Desde 2013 ha tenido un enfoque específico, como iniciativa para tratar de cuestiones regionales o transfronterizas relacionadas con las áreas protegidas y los territorios indígenas, la energía hidroeléctrica y la deforestación, y complementando el trabajo realizado tanto a nivel nacional como local por las oficinas y organizaciones de la Red WWF que trabajan en la Amazonia.

Una producción de la Iniciativa Amazonia Viva de WWF

Publicado originalmente en inglés en abril de 2015 y en español en enero de 2016 por WWF – Fondo Mundial para la Naturaleza (Antes *Fondo Mundial para la Vida Silvestre*, Gland, Suiza). Cualquier reproducción total o parcial de esta publicación deberá citar el título y el editor que consta como propietario de los derechos de autor.

© Texto 2016 WWF

Reservados todos los derechos.

ISBN 978-2-940529-27-8

Para más información:

livingamazon@wwf.org.br

www.panda.org/amazon

WWF INICIATIVA AMAZONIA VIVA

El estado de la Amazonia: Conectividad de agua dulce y salud de los ecosistemas

1ª edición en español

Brasília, Brasil

Enero de 2016

LISTA DE SIGLAS

ABC	Agricultura de bajo carbono
AP	Área protegida
APP	Áreas de preservación permanente
ARPA	Programa de Áreas Protegidas de la Amazonia
BID	Banco Interamericano de Desarrollo
BNDES	Banco Nacional de Desarrollo Económico y Social de Brasil
C	Carbono
CAF	Banco de Desarrollo de América Latina
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
COSIPLAN	Consejo Suramericano de Infraestructura y Planeamiento
DS	Cambios en el almacenamiento de agua en el suelo
EIA	Evaluación de Impacto Ambiental
EIA-RIMA	Evaluación de Impacto Ambiental e Informe sobre los impactos en el medio ambiente
ET	Evapotranspiración
Fonplata	Fondo Financiero para el Desarrollo de la Cuenca del Plata
GEI	Gases de efecto invernadero
GICF	Gestión integrada de las cuencas hidrográficas
Hg	Mercurio
IBI	Índice de integridad biótica
IIRSA	Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana
LAI	Iniciativa Amazonia Viva
MeHg	Metilmercurio
MOBT	Misión de Observación de los Bosques Tropicales
OTCA	Organización del Tratado de Cooperación Amazónica
PI	Pueblos indígenas
PPN	Producción primaria neta
PNMC	Plan Nacional sobre el Cambio Climático (Brasil)
PPCDAm	Plan de Acción para la Prevención y el Control de la Deforestación en la Amazonia Legal
Q	Caudal
RIMA	Informe de impacto ambiental
SMAS	Sistema Monzónico de América del Sur
THg	Mercurio total
TI	Territorios indígenas
Unasur	Unión de Naciones Suramericanas
WHRC	Centro de Investigación Woods Hole

ÍNDICE

LISTA DE SIGLAS	4
PRÓLOGO	8
RESUMEN EJECUTIVO	10
1. INTRODUCCIÓN	18
1.1. Conectividad hidrológica en la Amazonia	20
1.2. Objetivos	21
2. ECOSISTEMAS AMAZÓNICOS DE AGUA DULCE	26
2.1. Tipos de ecosistemas de agua dulce	27
2.2. Servicios de los ecosistemas acuáticos	30
3. CAUSAS DE LAS ALTERACIONES HIDROLÓGICAS	38
3.1. Represas	39
3.2. Cambios en la cubierta terrestre	42
3.3. Extracción de minerales	45
3.4. Cambio climático	46
4. IMPACTOS EN LOS ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE	60
4.1. Perturbación de los procesos físicos	60
4.2. Perturbación de los procesos biológicos	62
4.3. Perturbación de los servicios de los ecosistemas	64
5. POLÍTICAS VIGENTES	70
5.1. Áreas protegidas	70
5.2. El clima y la política sobre el uso de la tierra	72
5.3. Gestión de los recursos hídricos	73
5.4. Licenciamiento ambiental de las represas	74
5.5. Lagunas de las políticas vigentes	77
6. GESTIONAR LA CONECTIVIDAD DE LOS ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE	98
6.1. Evaluar la vulnerabilidad	99
6.2. Desarrollar indicadores de la integridad de los ecosistemas	101
6.3. Poner en marcha la gestión	104
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	108
7.1 Ecosistemas de agua dulce y conectividad hidrológica	109
7.2 Servicios de los ecosistemas e impactos sociales	111
7.3 Gestión de los impactos ecológicos	113
7.4 Monitoreo y evaluación	115
8. BIBLIOGRAFÍA	126
9. AGRADECIMIENTOS	138



Bosque amazónico, Madre de Dios, Perú.

© Denisa Oliveira/MWF-Living Amazon Initiative

ÍNDICE DE CONTENIDOS EXTRA

LA AMAZONIA...	22
TIPOS DE PECES	33
TIPOS DE ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE DE LA AMAZONIA	34
LA CUENCA DEL RÍO TOCANTINS, ¿EL FUTURO DE LA AMAZONIA?	48
ESCENARIOS DE LA DEFORESTACIÓN EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DEL COMPLEJO HIDROELÉCTRICO TAPAJÓS	50
FRENTES Y TENDENCIAS DE LA DEFORESTACIÓN EN LA AMAZONIA	56
LA PROTECCIÓN DE LA REPRESENTACIÓN ECOLÓGICA EN LA AMAZONIA Y LOS «PAISAJES DE AGUA DULCE»	78
TAPAJÓS: PLANIFICACIÓN INTEGRADA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	80
LA POLÍTICA ENERGÉTICA DE BRASIL Y LA GESTIÓN DE LOS ECOSISTEMAS AMAZÓNICOS DE AGUA DULCE	94
ENFOQUES INTEGRADOS DE LA INICIATIVA AMAZONIA VIVA PARA UN DESARROLLO MÁS SOSTENIBLE EN LA PANAMAZONIA	118

PRÓLOGO

WWF creó su Iniciativa Amazonia Viva, una de las nueve iniciativas globales de la Red WWF, en 2008. Desde 2013, hemos seguido un

enfoque específico para tratar de cuestiones regionales o transfronterizas relacionadas con las áreas protegidas y los territorios indígenas, la energía hidroeléctrica y la deforestación, y complementando el trabajo que realizan a nivel nacional y local las oficinas y organizaciones de la Red WWF.

Como parte de nuestro enfoque, la Iniciativa Amazonia Viva ha elaborado la serie de informes sobre *El estado de la Amazonia*, que trata de los principales objetivos de conservación y cuestiones de desarrollo sostenible a una escala panamazónica y presenta retos y ejemplos tanto desde una perspectiva nacional como local.

En noviembre del 2014 se presentó el primer informe, *El estado de la Amazonia: Representación ecológica, áreas protegidas y territorios indígenas*, durante el Congreso Mundial de Parques en Australia.

La Iniciativa Amazonia Viva de WWF se complace en presentar el más reciente informe de la serie, *El estado de la Amazonia: Conectividad de agua dulce y salud de los ecosistemas*, que ofrece una evaluación exhaustiva de la situación actual de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia y pone de relieve la importancia de la conectividad hidrológica y de las interacciones tierra-agua para mantener las funciones ecológicas que sustentan la seguridad alimentaria, hídrica y energética.

Destacados investigadores redactaron la parte central de la evaluación científica, que presentaron en un taller técnico sobre los ecosistemas de agua dulce de la Panamazonia, organizado por la Iniciativa Amazonia Viva de WWF, y que contó con la participación de prestigiosos científicos de diversas instituciones de investigación (vea la lista completa en la sección de Agradecimientos).

Centrados en los temas de un proyecto de informe científico, los dos días de debate e intercambio de información fueron importantes para nuestra evaluación de las causas de la degradación, las políticas públicas que influyen en ella, y una mejor planificación, gestión y monitoreo panamazónicos para mantener la estabilidad ecológica de la Amazonia. Otros temas claves de las discusiones fueron la urgencia de integrar la conservación de la biodiversidad y cuestiones sociales en la planificación hidroeléctrica y de infraestructuras, así como los elementos de política necesarios para elaborar un marco integrado de gestión de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia.

La evaluación científica y los debates confirmaron lo que ya sabíamos: los ecosistemas de agua dulce están menos protegidos, también en la Amazonia, y en algunas zonas están sometidos a una amenaza mayor que otros recursos. La mayoría de las políticas no tienen en cuenta la importancia de proteger los ecosistemas de agua dulce, por diversas razones, como la falta de conocimiento y de una visión suficientemente compartida. En los ecosistemas de agua dulce se observan claramente los impactos del cambio climático y la falta general de enfoques integrados para su protección.

Con base en esos y otros debates, así como en casi diez años de trabajo de WWF en cuestiones de infraestructura y energía en la región panamazónica, entendemos la importancia de la energía hidroeléctrica, tanto en cuanto amenaza concreta para la Amazonia y las comunidades locales, incluidos los pueblos indígenas, como en cuanto

medio de permitir el desarrollo en la región. Para determinar el camino correcto se necesitan enfoques integrados basados en datos y que sean respetuosos y sostenibles.

Por lo tanto, en este informe de *El estado de la Amazonia* incluimos algunas contribuciones acerca de las discusiones técnicas a modo de artículos complementarios, entre ellos algunos que se presentan aquí por vez primera: un resumen de los escenarios de la deforestación en el área de influencia del Complejo Hidroeléctrico de Tapajós, un estudio llevado a cabo por la Iniciativa Amazonia Viva de WWF, WWF Brasil y el Instituto de Investigación Ambiental de la Amazonia (IPAM); y «Tapajós: planificación integrada para la conservación de la biodiversidad», que describe la vertiente de conservación de un enfoque integrado con las autoridades energéticas. También se incluye un resumen de la visión panamazónica de WWF acerca de los requisitos para contar con una explotación más sostenible de la energía hidroeléctrica.

La Amazonia está amenazada. Lo sabemos debido a la importancia de sus bosques y al inmenso volumen de deforestación que se produce cada año. Los esfuerzos de Brasil por frenar la deforestación —y, con ello, reducir las emisiones de carbono— son de los más destacados del mundo. Sin embargo, tendemos a olvidar los ríos amazónicos, que poseen igualmente una importancia fundamental. Los ecosistemas terrestres y acuáticos son mutuamente dependientes desde el punto de vista de la conectividad y, por ende, afectan a la estabilidad ecológica de la región a largo plazo. Los estudios científicos han demostrado que la interdependencia dentro de la Amazonia es crucial para la estabilidad en el funcionamiento ecológico de la región, la cual resulta vital para el continente y para el mundo debido a los servicios ecosistémicos que presta.

Además de servir como fuente de información y conocimiento sobre los ecosistemas de agua dulce de la región, este informe de *El estado de la Amazonia* presenta ejemplos reales de algunas cuencas fluviales y describe los enfoques integrados necesarios para lograr un desarrollo más sostenible en la Panamazonia si es que queremos mantener su integridad ecológica y los servicios ecosistémicos que ofrecen a la población local, a los países de la región y al mundo.

Los principales objetivos de WWF son proporcionar una información de calidad para que las partes interesadas desarrollen las mejores soluciones posibles, así como promover un debate entre las partes interesadas sobre la necesidad de un enfoque regional e integrado para la planificación de la generación de energía hidroeléctrica para la Panamazonia, que garantice la integridad del ecosistema y evite su fragmentación, mantenga los servicios ecológicos de la Amazonia y salvaguarde los derechos de las poblaciones indígenas y las comunidades locales.

La Iniciativa Amazonia Viva de WWF cree que la Amazonia tiene perspectivas de desarrollo sostenible viables, pero cuyo éxito requerirá un diálogo productivo entre los actores involucrados. La energía hidroeléctrica es uno de los principales motores tanto del desarrollo como del riesgo y la degradación. Corresponde a las partes interesadas discutir, orientar y formular el futuro de la región amazónica de una manera transparente y basada en diálogos abiertos.

Esperamos que este informe les resulte provechoso.

Sandra Charity
Líder de la Iniciativa
Amazonia Viva de WWF

Cláudio C. Maretti
Exlíder de la Iniciativa
Amazonia Viva de WWF

RESUMEN EJECUTIVO

La región amazónica alberga el bosque tropical contiguo más grande del mundo y el mayor sistema fluvial del planeta, y abarca 6,5 millones de

km² de bosques en la Amazonia, el Escudo Guayanés y la cuenca del Orinoco y 6,9 millones de km² en la cuenca del Amazonas. La red fluvial del Amazonas es un elemento vital para la economía regional, pues proporciona los medios primarios de producción de alimentos y de energía, transporte y otros vitales servicios ecosistémicos. En su desembocadura, el Amazonas vierte en torno a 6 700 km³ anuales de agua dulce en el Océano Atlántico, cerca del 20 % del caudal de los ríos superficiales de todo mundo. Los bosques y sabanas nativos de la cuenca devuelven entre el 50 % y el 75 % de las precipitaciones regionales a la atmósfera a través de la evapotranspiración, y ayudan a regular el clima regional. Esas conexiones hidrológicas contribuyen a mantener más de un millón de kilómetros cuadrados de ecosistemas de agua dulce, que albergan una gran diversidad biológica y zonas pesqueras muy productivas, que suponen una fuente vital de proteínas e ingresos para la población amazónica. Los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia están conectados con el océano, la atmósfera y los ecosistemas terrestres a través del ciclo hidrológico. La cantidad y la estacionalidad de las precipitaciones de la región están controladas principalmente por el Sistema Monzónico de Sudamérica y los vientos alisios, que regulan la transferencia de humedad desde el Océano Atlántico hasta la cuenca del Amazonas. Las precipitaciones restantes drenan a través de los ecosistemas terrestres a través de la escorrentía superficial, llevando consigo materiales orgánicos e inorgánicos que conforman la estructura de los ecosistemas de agua dulce y fomentan los procesos acuáticos de producción biológica. Otras interacciones entre los ecosistemas de agua dulce y los terrestres se producen mediante el intercambio lateral de materia orgánica e inorgánica durante las inundaciones estacionales, cuando los niveles de agua suben e inundan las zonas ribereñas adyacentes y de la vegetación lindante caen frutos, hojas o insectos a los ríos y lagos. A medida que el agua del río fluye río abajo, transporta esos aportes terrestres, conectando así los ecosistemas de agua dulce longitudinalmente desde las cabeceras hasta el océano. Esas conexiones hacen que los bosques y el agua dulce sean mutuamente dependientes y necesarios para la salud del ecosistema. Juntos son cruciales para la estabilidad del clima.

Hoy en día, la Amazonia se enfrenta a presiones de desarrollo sin precedentes. La construcción de represas, la minería, la exploración y explotación de petróleo y gas, los nuevos accesos y los cambios en la cubierta terrestre (Figura 1) van degradando cada vez más los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia, alterando la magnitud y el ritmo de los flujos hidrológicos. En toda la Amazonia hay actualmente 154 represas hidroeléctricas en operación, 21 están en construcción y 277 se encuentran en la etapa de planificación. Si todos esos planes se materializan, la red amazónica de plantas hidroeléctricas tendrá una capacidad instalada de unos 95 000 MW, y solo quedarán tres afluentes de flujo libre. Al mismo tiempo, la agricultura y la ganadería se han expandido enormemente en la región, especialmente en la Amazonia brasileña, y casi el 20 % del bioma ya ha sido deforestado. La minería (sobre todo de oro, bauxita o mineral de hierro) y la extracción de hidrocarburos también se están expandiendo rápidamente, en

particular en los Andes y las Guayanas. Las fundiciones de aluminio y acero, que consumen mucha energía, suelen impulsar la demanda de más energía hidroeléctrica en la región. Las represas se asocian con un sinfín de impactos socioambientales, como deforestación, desplazamiento de las poblaciones locales y emisiones de gases de efecto invernadero.

Los efectos acumulativos de esas alteraciones hidrológicas podrían alterar irreversiblemente la hidrología, la geomorfología y la integridad ecológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. Pese a su importancia regional y mundial, muchos de los ecosistemas de agua dulce de la región amazónica no están lo suficientemente protegidos y han sido en buena medida ignorados en los principales ámbitos de elaboración de políticas y de estudios científicos. Por ello, no se cuenta con la necesaria estructura de datos y de gestión para conservarlos. Históricamente, las áreas protegidas de la Amazonia se centraban más bien en la conservación terrestre, y cada vez son más vulnerables a otros usos (las represas, la minería o la extracción de petróleo) dentro de sus fronteras. En la mayoría de los países amazónicos, los procesos de concesión de licencias ambientales carecen de transparencia y tienen propensión a la corrupción. Aunque existe algo de legislación nacional en materia de recursos hídricos, esas leyes no suelen tener en cuenta la conectividad hidrológica y la integridad de los ecosistemas de agua dulce y sus objetivos suelen estar fragmentados. Aun así, si se aplicaran plenamente, algunas de esas leyes (por ejemplo, la Ley Forestal y de Fauna Silvestre del Perú, el Código Forestal de Brasil y el amplio marco para el manejo de cuencas de Colombia) facilitan la gestión coordinada del paisaje, lo cual podría beneficiar a los ecosistemas de agua dulce.

Las amenazas a la conectividad de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia operan a través de múltiples escalas, al igual que los esfuerzos para frenar su impacto y conservar los recursos de agua dulce. La conservación de estos ecosistemas requiere un delicado equilibrio entre esas fuerzas opuestas y un esfuerzo coordinado para superar las barreras a una planificación de la conservación a escala del bioma y de la cuenca. Mantener la conectividad hidrológica y la función de los ecosistemas de agua dulce requerirá una gestión integrada de los ecosistemas terrestres y de agua dulce y, en muchos casos, será necesaria la cooperación internacional. La falta de datos ecológicos y sociales fiables para toda la Amazonia sigue siendo una barrera fundamental para dicha gestión integrada, lo cual hace imposible cuantificar los costos reales de las actividades de desarrollo y dificulta los esfuerzos para evaluar los impactos potenciales de los proyectos propuestos. Así, desarrollar mejores datos de referencia, mecanismos de coordinación internacional y un marco de gestión integrada será crucial para mitigar los impactos de las actividades humanas y mantener la conectividad y la función de los ecosistemas de agua dulce para las generaciones futuras.

Las amenazas a la salud de los ecosistemas de agua dulce no se limitan a la energía hidroeléctrica, pero este sector es una parte importante del problema y podría ser parte de las soluciones. Algunos recuadros de este informe presentan el peor de los escenarios posibles, como en el caso del Tocantins, ejemplo de camino potencialmente positivo que a la vez engendra riesgos considerables, o del Tapajós, también en Brasil.



RECOMENDACIONES

Un objetivo clave de la Iniciativa Amazonia Viva de WWF es **transformar la manera en que se realiza la explotación de la energía hidroeléctrica en la Amazonia de aquí al 2020. WWF está empeñado en establecer un diálogo constructivo entre la sociedad civil, el sector, el ámbito financiero y los gobiernos con el fin de permitir que se desarrollen programas de energía hidroeléctrica sostenibles, en caso de que sean necesarios, y los correspondientes planes de desarrollo territoriales.**

Para lograr este objetivo y reorientar el desarrollo en la región amazónica hacia una senda más sostenible, se necesitan nuevas medidas para mitigar las amenazas a los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia y aliviar las presiones que sufren.

A través de su Iniciativa Amazonia Viva, WWF propone una serie de recomendaciones clave con el fin de que sean adoptadas por las autoridades y los gestores gubernamentales, los sectores privado y financiero y las sociedades en general de los nueve países que comparten el bioma amazónico (Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana, Perú, Surinam, Venezuela y la Guayana Francesa).

A continuación puede verse una versión resumida de las recomendaciones (presentes en el capítulo 7):

PRINCIPALES RECOMENDACIONES RELACIONADAS CON: ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE Y CONECTIVIDAD HIDROLÓGICA

- Adoptar una visión integrada de desarrollo sostenible y conservación de la naturaleza para la Amazonia.
- Desarrollar un marco de política regional para la conservación de los ecosistemas y el manejo de las cuencas.
- Incorporar el mantenimiento de los caudales ecológicos como un objetivo fundamental de la toma de decisiones relacionadas con el uso de la tierra y del agua, el desarrollo regional y el licenciamiento ambiental.
- Designar nuevas áreas protegidas que aumenten la representación ecológica de los ecosistemas de agua dulce.
- Crear o mejorar los instrumentos jurídicos para la denominación de «ríos protegidos» como un tipo especial de área natural protegida con esa denominación oficial.
- Mitigar los impactos directos e indirectos de los proyectos de explotación de la energía hidroeléctrica.
- Promover un mayor reconocimiento internacional de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia.



- Firmar y ratificar la Convención de las Naciones Unidas sobre los cursos de agua internacionales.
- Desarrollar un plan estratégico regional para mantener la conectividad desde las tierras altas andinas hasta las tierras bajas amazónicas y de todas las cabeceras hasta el estuario.

SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS E IMPACTOS SOCIALES

- Tener en cuenta la seguridad alimentaria, hídrica y energética de las comunidades amazónicas.
- Asegurar la participación informada, libre y democrática de las comunidades locales, incluidos los pueblos indígenas, en todas las decisiones relacionadas con la energía y el desarrollo de infraestructuras.
- Supervisar los efectos de la explotación de la energía hidroeléctrica sobre la función de los ecosistemas de agua dulce, las actividades de subsistencia y el bienestar humano.
- Respetar los derechos de los pueblos indígenas y otras comunidades tradicionales sobre sus tierras, el agua y los recursos.
- Reunir mejor información científica sobre las estrategias de los peces migratorios.

GESTIONAR LOS IMPACTOS ECOLÓGICOS

- Intensificar los esfuerzos para mejorar el cumplimiento de la legislación vigente respecto a la protección de los ecosistemas, con especial atención a los ecosistemas de agua dulce.
- Aplicar políticas y normas voluntarias destinadas a lograr la conversión y degradación de ecosistemas neta cero (que incluya la deforestación, la degradación forestal y la transformación de los ecosistemas de agua dulce) para el 2020.
- Evaluar el impacto acumulativo ecológico y social de las presas y la infraestructura asociada sobre las cuencas fluviales enteras como parte de las evaluaciones de viabilidad y de impacto ambiental de proyectos de infraestructura.
- Evaluar los posibles impactos ecológicos de todo el conjunto de proyectos propuestos por el gobierno, tanto en términos de alteración hidrológica como de pérdida de bosques.
- Hacer frente a los factores impulsores de la conversión de los ecosistemas y la degradación ecológica a través del diálogo entre las diversas partes interesadas, el intercambio de lecciones aprendidas y acciones coordinadas entre diversos ámbitos de políticas.
- Identificar y abordar las deficiencias actuales que debilitan los procesos de licenciamiento ambiental.

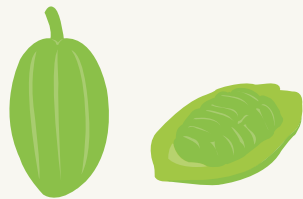
VIGILANCIA Y EVALUACIÓN

- Apoyar a las instituciones científicas, fortalecer su capacidad de generar y difundir datos fiables y coherentes sobre el impacto ecológico, social y potenciales datos sobre los impactos para el monitoreo de la salud del ecosistema, los derechos sociales y el desarrollo sostenible, en el ámbito de toda la Amazonia.
- Producir mejores datos de referencia ecológicos y sociales para evaluar los impactos de las represas, de otras infraestructuras y proyectos así como de la deforestación sobre la conectividad de la Amazonia.
- Desarrollar indicadores ecológicos, sociales y económicos que sean significativos y medibles.

ENFOQUES INTEGRADOS

WWF cree que se necesitan **enfoques integrados** (recuadro de la página 114): para vigilar los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia; planificar el uso y la ocupación de los paisajes amazónicos (terrestres y acuáticos); respetar los derechos y promover la inclusión social (sobre todo de las comunidades indígenas y de otras comunidades tradicionales); y planificar la explotación de la energía hidroeléctrica en la Amazonia.

- 1) Un enfoque integrado para monitorear los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia puede conducir a la mejora de la conservación y el uso sostenible de estas áreas, así como al mantenimiento de la conectividad hidrológica en la región.
- 2) Un enfoque integrado de la planificación del uso y ocupación de los paisajes amazónicos (tanto terrestres como de agua dulce, también llamados «paisajes de agua dulce») resulta clave para la conservación y la gestión sostenible de esas áreas.
- 3) Los gobiernos de los países amazónicos tienen que respetar los derechos individuales y colectivos de los pueblos indígenas y otras comunidades locales o tradicionales sobre sus tierras, aguas y recursos naturales, y conceder un reconocimiento oficial de sus territorios y asegurarles el acceso a los recursos naturales y ecosistemas de que dependen (tanto terrestres como de agua dulce).
- 4) Con el fin de hacer que la explotación de la energía hidroeléctrica en la Amazonia sea más sostenible ambiental y socialmente, y partiendo de la experiencia acumulada estos años participando en los procesos en torno a la explotación de la energía hidroeléctrica en la Panamazonia, WWF ha elaborado propuestas para un enfoque integrado de la planificación de la explotación de la energía hidroeléctrica en la Amazonia.



Río Tapajós, Brasil.



AMANECER EN EL TAPAJÓS 🌄

Al amanecer, una atmósfera misteriosa se instala sobre el Tapajós, que algunos consideran el río más hermoso del mundo. Con sus tres afluentes —el Juruena, el Teles Pires y el Jamanxim—, el Tapajós constituye una importante cuenca hidrográfica. Situado en el arco de la deforestación de la Amazonia brasileña, su cuenca abarca 500 000 km² y un rico mosaico de ecosistemas acuáticos y terrestres. En la cuenca del río Tapajós están planificados o en construcción 42 proyectos hidroeléctricos de tamaño mediano o grande, en los estados brasileños de Pará, Mato Grosso y Amazonas.



INTRODUCCIÓN

abarca una superficie de 6,5 millones de km² e incluye los bosques amazónicos y los bosques contiguos del Escudo Guayanés y de la cuenca del Orinoco¹. Por otro lado, la cuenca del río Amazonas es el sistema fluvial más grande del mundo, con 6,9 millones de km², 13 afluentes principales y una extensa red fluvial (Figura 1). La cuenca del Amazonas surge en los Andes peruanos y drena bosques tropicales húmedos (la Amazonia) y sabanas (el Cerrado), y recorre casi 7 000 kilómetros antes de llegar a la costa atlántica brasileña. En su desembocadura, el Amazonas vierte 6 700 km³/año de agua dulce en el Océano Atlántico, lo que representa el 20 % del caudal de los ríos de superficie de todo el mundo (Coe *et al.* 2008). Los bosques y sabanas nativos de la cuenca devuelven 9 600 km³/año de agua de la lluvia a la atmósfera mediante la evapotranspiration² (ET), con lo que ayuda a regular el clima regional. Este extraordinario sistema hidrológico incluye más de un millón de kilómetros cuadrados de ecosistemas de agua dulce (Castello *et al.* 2013) y alberga uno de los conjuntos de especies más diversos de la tierra (Reis *et al.* 2003, Abell *et al.* 2008). Se estima que la pesca de subsistencia y la pesca comercial producen cerca de 425 000 toneladas de pescado al año, proporcionando una fuente vital de proteínas e ingresos para la población amazónica (Bayley 1998, Goulding *et al.* 2003, Junk *et al.* 2007). Esta red fluvial es el elemento vital de la economía regional, proporcionando los medios primarios de producción de alimentos y de energía, transporte y otros vitales servicios ecosistémicos.

A pesar de su importancia regional y mundial, los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia se enfrentan hoy a presiones de desarrollo sin precedentes. La deforestación, la ganadería, la expansión de la agricultura y el desarrollo de infraestructuras están transformando rápidamente los ríos de la región, con la posibilidad de alterar irreversiblemente su hidrología, geomorfología y la integridad ecológica. Aunque existe un conjunto considerable de estudios sobre el brazo principal del río Amazonas y sus llanuras de inundación, esos estudios suelen tener un alcance limitado, centrándose apenas en algunas regiones, especies o causas de las alteraciones. Los demás ecosistemas de agua dulce de la cuenca han sido en buena medida ignorados en los principales ámbitos de la ciencia y la política. Como resultado, las estructuras de datos y de gestión necesarias para conservarlos son muy precarias (Junk y Piedade 2004). A la vez, las actividades económicas y el desarrollo de infraestructuras —en particular la construcción de carreteras y represas hidroeléctricas— están avanzando a una escala y un ritmo nunca visto. Los estudios que investigan los impactos de estos cambios también han sido limitados en la escala y el alcance del análisis, poniendo de manifiesto la necesidad urgente de una evaluación sintética que abarque a toda la cuenca sobre las causas y consecuencias de las actividades de desarrollo humano en los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia.

¹ Hay muchas definiciones diferentes de la «Amazonia». La frontera más utilizada abarca el área de drenaje de la cuenca del río Amazonas. Por el contrario, una definición legal/geopolítica de la región amazónica incluye a todos los países participantes en el Tratado de Cooperación Amazónica. Uno de los conceptos más ampliamente adoptados es el del bioma amazónico, definido como el área cubierta en su mayor parte por un bosque tropical denso y húmedo. Esta región incluye diversos otros tipos de vegetación (sabanas, bosques de planicies aluviales, praderas, pantanos, bosques de palmeras y bambúes) y ecosistemas de agua dulce únicos. El bioma amazónico es la definición adoptada por WWF y se presenta en este informe (Maretti *et al.* 2014).

² Las estimaciones se basan en el producto de los datos MODIS ET (mod16), disponible en <http://www.ntsg.umt.edu/project/mod16>.

6,9
MILLONES
DE KM²
ES EL SISTEMA FLUVIAL
MÁS GRANDE DEL MUNDO



Los habitantes de la región amazónica dependen de los ríos para la mayoría de las necesidades de transporte. Río Inírida (Colombia).



1.1. CONECTIVIDAD HIDROLÓGICA EN LA AMAZONIA

La integridad de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia depende en gran medida de su conectividad hidrológica, que se define como el «transporte a través del agua de materia, energía y organismos dentro de elementos del ciclo hidrológico o entre elementos» (Pringle 2001; Freeman *et al.* 2007). La conectividad hidrológica, a su vez, depende del volumen, de la variabilidad y del ritmo de los flujos hidrológicos (como las inundaciones estacionales, las precipitaciones, el caudal) y de la calidad del agua (temperatura, carga de sedimentos, etc.), factores que en última instancia determinan la estructura y función de los ecosistemas de agua dulce. El flujo y la estacionalidad naturales de los ríos crean las condiciones en el cauce y los hábitats inundables necesarios para las especies acuáticas y de ribera (Poff *et al.*, 1997). Por ende, son fundamentales para el mantenimiento de la productividad y la resiliencia de los ecosistemas frente a las perturbaciones ambientales.

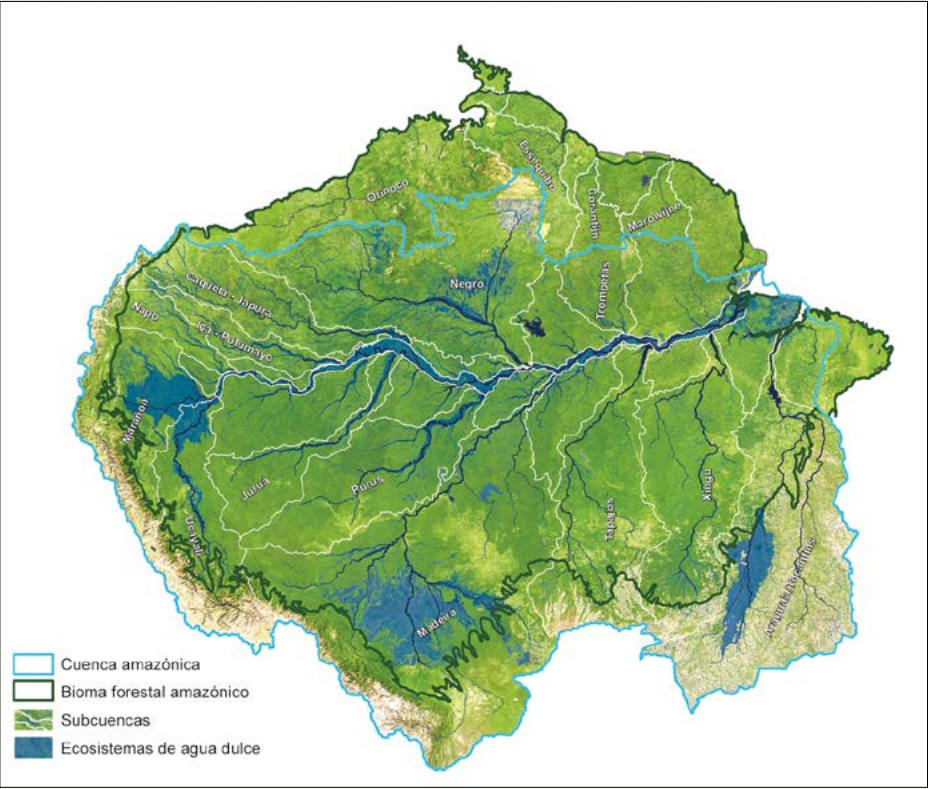


Figura 1: Mapa de la región amazónica. La cuenca del Amazonas (delimitada por la línea azul) incluye áreas de bosques tropicales y sabanas y se define por la hidrología del río Amazonas y sus afluentes. El bioma del bosque amazónico (contorno en verde oscuro) se define por la distribución de la vegetación de montaña, incluyendo los bosques contiguos de la cuenca del Amazonas y las cuencas adyacentes del Orinoco y el Escudo Guayanés, que desaguan directamente en el Atlántico. (Figura adaptada de Castello *et al.* 2013; Mapa: Paul Lefebvre).

El concepto de conectividad se ha utilizado ampliamente para caracterizar a los ecosistemas terrestres y de agua dulce (Ward 1989, Amoros y Bornette 2002, Ward *et al.* 2002, Calabrese y Fagan 2004). Aquí adaptamos ese concepto para

describir la conectividad de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia en cuatro dimensiones (una temporal y tres espaciales). En el ámbito temporal, la conectividad se refiere a los cambios estacionales e interanuales en los flujos de agua (precipitaciones y regímenes de inundación). En el ámbito espacial, consiste en conexiones longitudinales (cabecera-estuario), lateral (río-tierra o corriente-tierra) y verticales (río-tierra-atmósfera). Hay quien ha utilizado el concepto de conectividad vertical para describir el intercambio de aguas fluviales con aguas subterráneas (véase Ward 1989), pero esos procesos aún se conocen mal para el caso de la Amazonia (no obstante, véase Lesack 1995, Miguez-Macho y Fan 2012, Rudorff *et al.* 2014 a, b) y no se tratarán aquí. Por nuestra parte, hablamos de *conectividad vertical* para referimos al ciclo de agua y energía mediado por la vegetación entre la superficie terrestre y la atmósfera, centrándonos en las precipitaciones y la evapotranspiración, que vinculan la atmósfera a los ecosistemas de agua dulce y terrestres (Bruijnzeel 2004, Coe *et al.* 2009).

Las actividades de desarrollo, como la construcción de presas, la extracción de minerales y los cambios en la cubierta terrestre, están perturbando cada vez más la conectividad de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. Dichas actividades pueden causar alteraciones hidrológicas directas o indirectas perturbando la magnitud y el ritmo de los flujos hidrológicos (Rosenberg *et al.* 2000). Las perturbaciones directas de la conectividad de los ecosistemas de agua dulce pueden ocurrir mediante la construcción de presas y diques, almacenamiento de agua en embalses, desvío de agua para la agricultura o la ganadería y la extracción de agua para uso humano. Las perturbaciones indirectas de la conectividad se producen fundamentalmente por cambios en la cubierta terrestre y en el uso del suelo, que alteran el balance de energía y agua de la superficie (la evapotranspiración, la temperatura superficial o la escorrentía; Coe *et al.* 2009, Coe *et al.* 2013), así como por los determinantes biofísicos de los hábitats de cursos de agua (en materia de luz, nutrientes, calidad del agua; Gergel 2005, Hansen y DeFries 2007). Los efectos acumulados de estas alteraciones hidrológicas están perturbando la conectividad de los ecosistemas de agua dulce y conduciendo a su degradación a gran escala en todo el mundo (Rosenberg *et al.* 2000).

1.2. OBJETIVOS

El objetivo general de este informe es investigar las causas y consecuencias de las perturbaciones actuales y potenciales futuras para la conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. El estudio se basa en los estudios realizados hasta la fecha y persigue los siguientes objetivos específicos:

- 1) Analizar el papel de la conectividad hidrológica en el mantenimiento de la estructura y la función de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia.
- 2) Identificar los principales factores causantes de la alteración hidrológica.
- 3) Evaluar las consecuencias de la alteración hidrológica de los ecosistemas de agua dulce.
- 4) Evaluar la eficacia de las políticas existentes para proteger los ecosistemas de agua dulce.
- 5) Identificar posibles indicadores para la vigilancia de la conectividad hidrológica.

LA AMAZONIA...

Por Claudio Maretti *et al.**

del mundo, y sus bosques albergan, como mínimo, el 10 % de la biodiversidad conocida del mundo, incluyendo especies de flora y fauna endémicas y en peligro de extinción.

ES GRANDE. El bioma del bosque amazónico abarca 6,5 millones de km², se extiende por nueve países y ocupa la tercera parte de América del Sur. El río Amazonas es el más largo del mundo, con casi 7 000 kilómetros desde su nacimiento en los Andes peruanos hasta su desembocadura en la costa atlántica brasileña. En su desembocadura, el Amazonas tiene más de 300 km de ancho y vierte unos 200 000 m³ por segundo de agua dulce en el Océano Atlántico, cerca del 20 % del caudal de los cursos superficiales de todo mundo.

ES DINÁMICA. El nivel de los ríos en la llanura de inundación del Amazonas tiene variaciones de hasta 20 metros en un año. Las fuertes variaciones en las precipitaciones estacionales son responsables de las espectaculares crecidas y estiajes del río, lo que ayuda a mantener una gran diversidad de hábitats y ecosistemas sumamente productivos.

ESTÁ CONECTADA. Las conexiones hidrológicas enlazan entre sí los ecosistemas de agua dulce y los terrestres, así como con el océano y la atmósfera. La cantidad y la estacionalidad de las precipitaciones están controladas principalmente por el Sistema Monzónico de Sudamérica y los vientos alisios, que regulan la transferencia de humedad a la cuenca del Amazonas. Estas conexiones dan lugar a regímenes estacionales de inundaciones, mantienen diversos ecosistemas de agua dulce y desempeñan un papel clave en el mantenimiento de la función ecológica.

ESTÁ PROTEGIDA. Una red de áreas de conservación y territorios indígenas protege legalmente el 56 % del bioma amazónico. Las 390 áreas protegidas de la región conservan 167 millones de hectáreas de bosques (el 25 % del bioma), mientras que los 3 043 territorios indígenas protegen otras 208 millones de hectáreas (el 31 % del bioma).

ES VITAL. La Amazonia ofrece vitales servicios ecosistémicos, como el reciclaje de agua, la producción de alimentos y el almacenamiento de carbono. Sus ríos producen más de 400 000 toneladas de pescado cada año, sustentan la actividad pesquera regional y el consumo local de proteínas. Sus bosques reenvían entre un 50 % y un 75 % de las precipitaciones anuales de vuelta a la atmósfera, lo que ayuda a regular las lluvias en regiones agrícolas claves. Además, los bosques almacenan 100 000 millones de toneladas de carbono, el equivalente a 10 años de las emisiones mundiales de combustibles fósiles, y son fundamentales para la estabilidad del sistema de la Tierra.

Pero, por otro lado, la amazonia...

ESTÁ AMENAZADA. En torno al 20 % de la cuenca amazónica (10-12 % del bioma) ya ha sido deforestado, y los bosques que quedan sufren diversas presiones, como la expansión agrícola, el desarrollo energético, la extracción de minerales y el cambio climático. Las áreas protegidas son cada vez más vulnerables a la degradación, reducción, extinción y reclasificación de áreas protegidas. Si no se controlan, estas amenazas podrían empujar a los

ES RICA. La vasta red fluvial amazónica incluye 100 000 kilómetros de ríos y cursos de agua y el mayor bloque tropical contiguo que resta en el planeta. Sus ríos contienen el mayor número de especies de peces de agua dulce



© Funai / Gleison Miranda

En la región amazónica, 60 grupos indígenas viven aún en aislamiento voluntario

poco protegida. La red de áreas protegidas no representa adecuadamente a algunos de los ecosistemas de agua dulce más sensibles de la región, en particular las regiones de cabeceras de la Amazonia occidental y las llanuras de inundación de la Amazonia central.

Las áreas protegidas también son vulnerables a amenazas procedentes de fuera de sus fronteras, como el cambio climático, los incendios forestales y la pérdida de la conectividad hidrológica.

ESTÁ INEXPLORADA. Pese a las enormes presiones ejercidas sobre la flora y fauna nativas, gran parte de la biodiversidad de la Amazonia sigue estando relativamente inexplorada. Por ejemplo, hasta la fecha solo se han descrito 2 500 especies de peces amazónicos, aunque las estimaciones sugieren que en la región puede haber entre 6 000 y 8 000 especies de peces. Cada año se descubren nuevas especies, pero muchas más podrían extinguirse antes de que las describamos.

BIBLIOGRAFÍA

Bayley, P. B. 1998. Aquatic Biodiversity and Fisheries Management in the Amazon. United Nations and World Bank, Roma.

D’Almeida, C., C. J. Vorosmarty, G. C. Hurr, J. A. Marengo, S. L. Dingman and B. D. Keim. 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology* 27:633-647.

Davidson, E. A., A. C. de Araujo, P. Artaxo, J. K. Balch, I. F. Brown, M. M. C. Bustamante, M. T. Coe, R. S. DeFries, M. Keller, M. Longo, J. W. Munger, W. Schroeder, B. S. Soares, C. M. Souza and S. C. Wofsy. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* 481:321-328.

Goulding, M., R. Barthem and E. J. G. Ferreira. 2003. The Smithsonian Atlas of the Amazon. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Lathuillière, M. J., M. S. Johnson and S. D. Donner. 2012. Water use by terrestrial ecosystems: temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. *Environmental Research Letters* 7:024024.

Malhi, Y., E. Pegoraro, A. D. Nobre, M. G. P. Pereira, J. Grace, A. D. Culf and R. Clement. 2002. Energy and water dynamics of a central Amazonian rain forest. *Journal of Geophysical Research- Atmospheres* 107.

Maretti, C.C., J.C. Riveros, R. Hofstede, D. Oliveira, S. Charity, T. Granizo, C. Alvarez, P. Valdujo and C. Thompson. 2014. State of the Amazon: Ecological Representation in Protected Areas and Indigenous Territories. *Iniciativa (Global) Amazonia Viva, Brasília y Quito.*

Reis, R. E., S. O. Kullander and C. Ferraris, Jr. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.

Schaefer, S. A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical Cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). Pages 375-400 in L. R. Malabarba, R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena, and C. A. S. Lucena, editores. *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. EDIPUCRS, Porto Alegre

* Maretti, C. C., J. C. Riveros, R. Hofstede, D. Oliveira, S. Charity, T. Granizo, C. Alvarez, P. Valdujo, and C. Thompson. 2014. State of the Amazon: Ecological representation in protected areas and indigenous territories, *Iniciativa Amazonia Viva de WWF, Brasília, Brasil.*

BOSQUE ESPEJADO

En la región amazónica, los ríos pueden subir hasta 15 metros durante el momento álgido de las crecidas, inundando gran parte de las llanuras de inundación, en que las aguas alcanzan varios metros y dan lugar a grandes extensiones de bosque inundado y vegetación flotante. En la frontera entre los estados brasileños de Amazonas y Roraima, el bosque inundado de Xixuaú es un espectáculo en sí mismo.



© WWF-Brasil / Zig Koch

ECOSISTEMAS AMAZÓNICOS DE AGUA DULCE

Los ecosistemas amazónicos de agua dulce están conectados con el océano, con la atmósfera y con los ecosistemas terrestres a través del ciclo hidrológico (Figura 2). La cantidad y la estacionalidad de las lluvias en la región está controlada

principalmente por el Sistema Monzónico de América del Sur (SMAS) y por los vientos alisios, que regulan la transferencia de humedad desde el Océano Atlántico hasta la cuenca del Amazonas (Marengo *et al.* 2012, Jones y Carvalho 2013). El promedio anual de precipitaciones en la cuenca es de unos 2 200 mm/año (TRMM; Huffman *et al.*, 2007) y es muy estacional, con estaciones húmedas y secas marcadas en gran parte de la cuenca. Una parte de esa lluvia cae directamente sobre los ecosistemas de agua dulce, recargando y manteniendo los niveles de agua que soportan las comunidades acuáticas. Entre el 50 y el 75 % de la lluvia de la cuenca es interceptada por la vegetación terrestre y reenviada de nuevo a la atmósfera a través de la evapotranspiración (Shuttleworth 1988, Malhi *et al.* 2002, D’Almeida *et al.* 2007, Lathuilliere *et al.* 2012). El resto de las precipitaciones va a parar a los ecosistemas terrestres a través de la escorrentía superficial, llevando consigo materiales orgánicos e inorgánicos (sedimentos, nutrientes y materia orgánica) que conforman la estructura de los ecosistemas de agua dulce y fomentan los procesos acuáticos de producción biológica. Otras interacciones entre los ecosistemas de agua dulce y los terrestres se producen mediante el intercambio lateral de materia orgánica e inorgánica durante las inundaciones estacionales, un momento en que los niveles de agua suben e inundan las zonas de ribera adyacentes y cuando de la vegetación adyacente caen frutos, hojas o insectos a los ríos y lagos. A medida que el agua del río fluye río abajo, transporta esos insumos terrestres, conectando así los ecosistemas de agua dulce longitudinalmente desde las cabeceras hasta el océano.

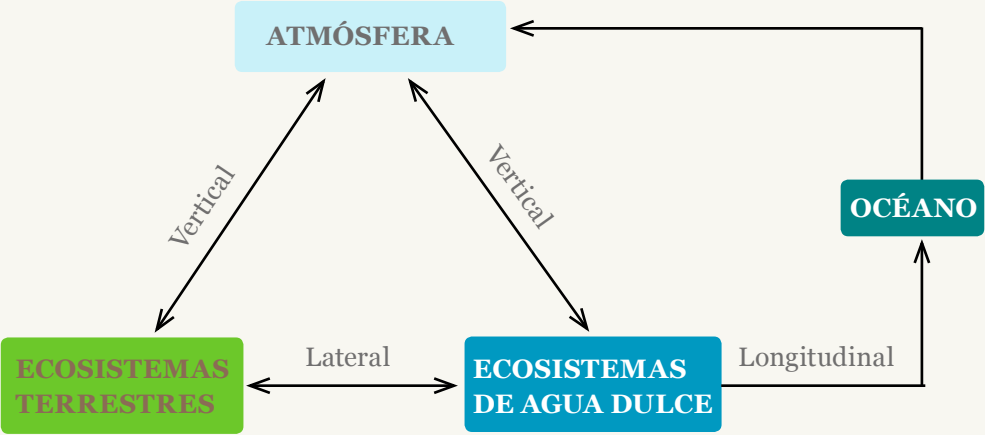


Figura 2: Visión general de la conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia.

2.1.TIPOS DE ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE

Los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia incluyen extensas áreas de humedales fluviales y no fluviales. Los humedales fluviales van desde las estrechas zonas de ribera de las cabeceras de los ríos a extensas llanuras de inundación que bordean a los principales afluentes y el cauce principal del Amazonas. Los humedales no fluviales ocupan zonas bajas o llanas de las llanuras de inundación, y su dinámica de inundación se ve influida en mayor medida por las precipitaciones locales, así como por los aportes de los ríos y arroyos que los atraviesan. Los humedales no fluviales incluyen pequeñas llanuras interfluviales aisladas, así como grandes zonas pantanosas y de sabanas que ocupan grandes depresiones geomorfológicas. La estructura de la vegetación en ambos tipos de humedales está determinada principalmente por la profundidad y la duración de las inundaciones y por la composición química del agua. El río Amazonas y sus principales afluentes destacan por sus marcados pulsos de inundación estacional, típicamente monomodales y relativamente predecibles. El nivel de los ríos puede elevarse hasta 15 metros durante los momentos de pico de las crecidas, inundando gran parte de la llanura de inundación y dando lugar a extensiones de bosque inundado y vegetación flotante. Al disminuir el tamaño del curso, las olas de crecidas se vuelven más polimodales y menos predecibles. Los regímenes de inundación pueden caracterizarse como inundados permanentemente, inundados por ciclos fluviales regulares anuales, inundados por movimientos de crecidas y estiajes e inundados por precipitaciones irregulares (Prance 1979).

La estructura geológica subyacente de la cuenca influye considerablemente en las propiedades físicas y químicas de los ríos. Aunque esas propiedades varían continuamente a través de un espectro, en general se distinguen tres tipos distintos de río (Sioli 1984, Junk *et al.* 2011). Los ríos de aguas blancas³ nacen en los Andes y contienen una alta concentración de sedimentos, lo que les otorga su característico color marrón claro (por ejemplo, el Solimões y el Madeira). Los ríos de aguas claras⁴ drenan las zonas rocosas y los suelos altamente meteorizados de los escudos de Brasil y Guayana (por ejemplo, los ríos Tapajós y Xingú), que transportan algunos minerales disueltos pero escasos sedimentos en suspensión. Los ríos de aguas negras⁵ drenan los suelos arenosos y pobres en nutrientes de la Amazonia central, con pocos sedimentos en suspensión pero altos niveles de acidez y taninos lixiviados disueltos procedentes de hojas en descomposición, de donde viene su característico color de té (p. ej., el río Negro). La composición química del agua de los humedales fluviales puede reflejar la del agua de lluvia o estar influida por el sustrato o la vegetación. La combinación de la topografía regional, la composición química del agua, la carga de sedimentos, las lluvias estacionales y los regímenes de inundación producen una diversidad de tipos de humedales. Los humedales más comunes pueden dividirse en zonas de ribera de pequeños ríos, grandes llanuras de inundación fluviales, grandes humedales no fluviales y humedales estuarinos del río Amazonas (Figura 1).

Entre los ecosistemas de agua dulce más comunes se encuentran las zonas de ribera de los pequeños riachuelos de cabecera, que se forman cuando las lluvias



3 Ríos Ucayali, Pachitea, Marañon, Huallaga, Napo, Javari-Yavari, Itui, Iça-Putumayo, Jurúa, Japurá-Caquetá, Purus, Ituxi, Tapauá, Padauari, Branco, Uraricoera, Tacutu, Madeira, Madre de Dios, Beni y Mamoré.
4 Ríos Guaporé-Iténez, Roosevelt, Aripuanã, Tapajós, Teles Pires, Juruena, Jamanxim, Arinos, Xingu, Iriri, Arraias, Trombetas, Jari, Araguaia, Mortes, Tocantins, Anapu, Pacajá, Pará y Guamá.
5 Ríos Jutai, Coari, Negro, Uaupés-Vaupés, Unini, Catrimani y Jauaperi.

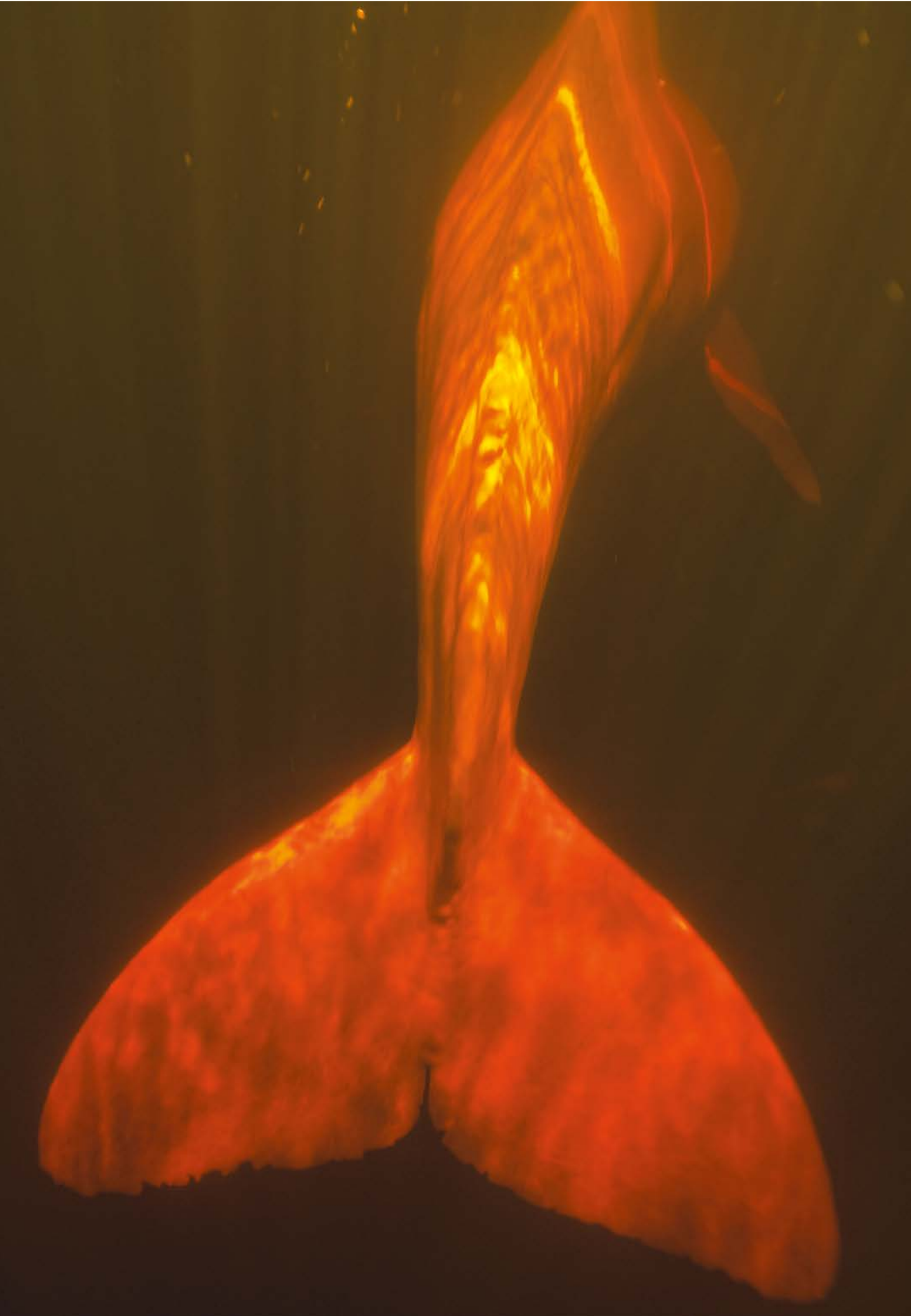
**DURANTE LAS
CRECIDAS ANUALES,
LA GRAN CARGA
DE SEDIMENTOS
ORGÁNICOS E
INORGÁNICOS
EN LOS RÍOS DE
AGUAS BLANCAS
CREA FÉRTILES
LLANURAS DE
INUNDACIÓN**

intermitentes fluyen desde los bosques y sabanas de las tierras altas por los cauces fluviales, inundando la zona de contacto acuático-terrestre (Junk 1993, Godoy *et al.* 1999, Naiman *et al.* 2005). Se cree que estas regiones son las principales zonas de interacción lateral entre los ecosistemas terrestres y de agua dulce, que intercambian agua, nutrientes, sedimentos y materia orgánica, y que conectan directamente las zonas altas con el resto de la red fluvial (McClain y Elsenbeer 2001, Biggs *et al.* 2004, Wipfli *et al.* 2007). A pesar de su pequeño tamaño, las cabeceras de los ríos son numerosas y pueden corresponder hasta a dos tercios de la suma total de la longitud total de los ríos (Freeman *et al.* 2007). Las zonas de ribera de esas cabeceras tienen importantes funciones ecológicas (Chaves *et al.* 2009, Lorion y Kennedy 2009, Ribeiro *et al.* 2012, Macedo *et al.* 2013) y pueden ocupar una parte sustancial de la cuenca amazónica (Junk 1993), aunque no existen estimaciones precisas de su superficie total.

Las precipitaciones estacionales producen «pulsos de inundación» en la parte baja de los principales afluentes, que conectan los canales de los ríos con sus llanuras de inundación adyacentes durante una parte del año (Figura 3). Durante las crecidas anuales, la gran carga de sedimentos orgánicos e inorgánicos en los ríos de aguas blancas crea fértiles depósitos en las llanuras de inundación, que sustentan a diversas comunidades de macrófitos acuáticos y forestales. El ascenso y descenso anual de las aguas de los ríos también induce intercambios laterales de materiales orgánicos e inorgánicos entre los canales de los ríos y los ecosistemas de las llanuras de inundación, lo cual fomenta unas altas tasas de producción biológica. Estas variaciones estacionales en el nivel de agua son el principal elemento de control sobre los procesos biogeoquímicos en los ecosistemas fluviales de inundación (Junk *et al.* 1989, Melack *et al.* 2009).

La región Maraón-Ucayali (Perú), los Llanos de Moxos (Bolivia) y el humedal de la isla del Bananal (Brasil) ocupan grandes depresiones estructurales en que las redes fluviales atraviesan extensas áreas de humedales no fluviales. Los de Moxos y Bananal son esencialmente humedales de sabana con una variedad de praderas, bosques abiertos que se inundan estacionalmente, islas boscosas y lagos (Hamilton *et al.* 2002). Los humedales de Maraón-Ucayali están cubiertos de bosques, con grandes extensiones de aguajales (Kalliola *et al.* 1991). En la cuenca del río Negro, las lluvias estacionales y un alto nivel freático en las llanas regiones interfluviales hacen que durante la estación lluviosa se formen pantanos y sabanas inundadas. Estos humedales de zonas de tipo *campina* o *campinarana* están formados por un mosaico de arbustos, palmeras, juncos y vegetación de alfombra de algas, sujetas a inundaciones relativamente poco profundas. En los humedales de sabana de las regiones del norte de Roraima (Brasil) y de Rupununi (Guyana), arroyos, lagos y lagunas de poca profundidad se expanden durante la temporada de lluvias e inundan vastas áreas dominadas por juncos y palmeras (Junk, 1993).

En el estuario del Amazonas, las inundaciones en las zonas del centro de la Isla de Marajó se deben principalmente a las precipitaciones, mientras que sus márgenes están dominados por los ciclos de las mareas. La parte oriental de la isla está cubierta por praderas inundadas estacionalmente, con pequeñas áreas de bosque, matorrales y manglares, mientras que la parte occidental está ocupada por bosques inundados por las mareas, con zonas de bosques de tierras altas en los terrenos más elevados (Smith 2002)



Delfín rosado del Amazonas (Inia geojfrensis), imagen de la cola bajo el agua. Río Negro, Brasil.



2.2. SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

La productividad biológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia y, en particular, de las llanuras de inundación fluviales, ha hecho que históricamente muchas personas se asentaran en las orillas de sus arroyos y ríos. La población de la Amazonia depende tanto de los ecosistemas de agua dulce en su vida diaria que se les conoce como la «gente del agua» (Furtado *et al.* 1993). Aunque están cambiando los patrones de asentamiento de la población en la cuenca, hasta hoy gran parte de la población rural obtiene el agua para beber y para uso doméstico directamente de los ríos y arroyos; dependen de los ríos para la mayoría de sus necesidades de transporte; y los recursos acuáticos son fuente de alimentos e ingresos (Junk *et al.* 2000). De esta manera, los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia contribuyen al bienestar humano en muchos aspectos importantes, en particular por la prestación de servicios ecosistémicos clave, como el mantenimiento de la biodiversidad, la calidad del agua y la regulación del flujo, el ciclo del carbono y los alimentos (es decir, proteínas) y la producción de fibra.

Los ecosistemas amazónicos de agua dulce ayudan a mantener una de las comunidades de flora y fauna más diversas del mundo. Según las estimaciones disponibles, la cuenca del Amazonas contiene entre 6 000 y 8 000 especies de peces, de los cuales hasta el momento solo se han descrito unos 2 500 (Schaefer 1998, Reis *et al.* 2003). Se cree que aproximadamente la mitad de las especies de peces habitan en los ríos más grandes y en sus llanuras de inundación, mientras que el resto ocupa los cursos de agua de las cabeceras, con lo que el aislamiento geográfico fomenta el endemismo y la especiación (Junk y Piedade 2004). La diversidad de especies de aves y árboles es igualmente alta, con una estimación que cita 1 000 especies de árboles resistentes a las inundaciones y más de 1 000 especies de aves que habitan en los bosques de tierras bajas de la Amazonia central, incluyendo las llanuras de inundación fluviales y los ecosistemas de tierras altas de zonas bajas (Junk *et al.* 1989, Stotz *et al.* 1996). Gran parte de esta diversidad se produce longitudinalmente a lo largo de arroyos, ríos y otros ecosistemas de agua dulce, creando corredores ecológicos con condiciones ambientales específicas que determinan la ocurrencia de especies y posibilitan su movimiento a lo largo del paisaje (Van Der Windt y Swart 2008).

Los ecosistemas terrestres y de agua dulce de la Amazonia transportan, filtran y regulan los flujos de agua y materiales a través de todo el ciclo hidrológico. Cuando las aguas de lluvia drenan por los ecosistemas terrestres, las zonas de ribera filtran los materiales orgánicos e inorgánicos que transportan, regulando así la calidad del agua y la integridad biológica acuática en los cuerpos de agua, aguas abajo (Alexander *et al.* 2000). Los aportes terrestres son transportados aguas abajo, son depositados y removidos en las llanuras de inundación fluviales hasta que se vierten al océano (Wipfli *et al.* 2007, McClain y Naiman 2008). Durante ese transporte, los ecosistemas de agua dulce regulan los caudales de los ríos, amortiguando la corriente durante los periodos de alto caudal y manteniéndola durante los períodos de bajo caudal. Esta regulación de la corriente permite la navegación fluvial, promueve la infiltración en el suelo, recarga los depósitos de agua subterránea y contribuye a mantener las condiciones ecológicas necesarias para conservar la biota acuática.

Los intercambios en las llanuras de inundación fluviales de productos orgánicos e inorgánicos producen unos 1700 Mg C por km² al año 1 (megagramos de carbono por km² por año), una tasa de producción cinco veces superior a la de los bosques de las tierras altas (Melack y Forsberg 2001, McClain y Naiman 2008). Alrededor del 93 % de esa

producción biológica se produce en los bosques de restinga y las comunidades macrófitas de C₄⁶ (por ejemplo *Echinochloa polystachya*; Piedade *et al.*, 1991). La producción primaria neta (PPN) en las llanuras de inundación aluviales en una región de 1 770 000 km² de la Amazonia Central se ha estimado en 298 Tg C por año (teragramos de carbono por año), de los cuales unos 210 Tg C por año se liberaron en forma de CO₂ a la atmósfera y posteriormente se reciclaron como producción primaria neta (Melack *et al.* 2009).

Los pulsos de inundación también promueven la productividad al permitir que los peces aprovechen los recursos de las llanuras de inundación que no están disponibles en los cauces fluviales (Lagler *et al.* 1971, Goulding 1980, Castello 2008). Los peces neotropicales han desarrollado estrategias para alimentarse directamente de los productores primarios en las llanuras de inundación (por ejemplo, fitoplancton, frutos de los árboles, semillas y detritus). Como resultado de ello, abarcan una gran parte de las formas de vida heterótrofas en los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia (Forsberg *et al.* 1993, Melack and Forsberg 2001, Lewis *et al.* 2011). A medida que suben las aguas de los ríos e inundan las llanuras de inundación adyacentes, los peces y sus crías emigran lateralmente para alimentarse de los abundantes recursos alimenticios de origen vegetal y también evitar a los depredadores, lo que aumenta sus tasas de crecimiento y de supervivencia, y en última instancia su biomasa (Welcomme 1985, de Merona y Gascuel 1993, Gomes y Agostinho 1997). Por el contrario, la disminución de los niveles de agua tiende a disminuir la supervivencia y a reducir la biomasa de peces, restringiendo las poblaciones de peces de los ríos y zonas de aguas estancadas (lénticas), donde la calidad del agua es menor y los peces son más vulnerables a las artes de pesca y la depredación (Lagler *et al.* 1971, Welcomme 1985, de Merona y Gascuel 1993). Teniendo en cuenta que el aumento de la biomasa de peces durante las inundaciones generalmente excede las pérdidas durante los periodos de aguas bajas, los ecosistemas dominados por pulsos de inundación son aproximadamente un 50 % más productivos que los que tienen niveles de agua estables (Bayley 1995).

Algunas especies de peces «sedentarias» pasan toda su ciclo de vida en las llanuras de inundación fluviales (por ejemplo *Arapaima spp.*, pirarucú o paiche; *Cichla spp.*, pavón o tucunaré), desplazándose lateralmente de los canales de los ríos hacia los bosques inundables adyacentes durante las inundaciones estacionales. Algunos grupos de peces complementan los beneficios de los recursos obtenidos por estas migraciones laterales con migraciones longitudinales de larga distancia a lo largo de los canales de los ríos. Por ejemplo, las especies que migran a los afluentes y llanuras de inundación, como el surubí atigrado (*Pseudoplatystoma*, surubí o doncella) y el bocachico (*Prochilodus nigricans*, o *curimatá*), viajan cientos de kilómetros a lo largo de los canales de los ríos, pero sus poblaciones generalmente están restringidas a ciertos afluentes o conectadas a las llanuras de inundación del cauce principal de los ríos de aguas blancas (Ribeiro y Petrere 1990; Barthem y Goulding 2007). Por el contrario, las especies de bagres migratorios de larga distancia, como el bagre dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*, *dourada* o dorado) pueden viajar miles de kilómetros desde el estuario del Amazonas, donde viven, hasta su nacimiento en las estribaciones de los Andes, donde desovan en la edad adulta. Estos bagres migratorios son de las pocas especies de valor comercial conocidas que no migran lateralmente hacia las llanuras de inundación (Barthem y Goulding 1997).

6 Los términos C₃ y C₄ se refieren a las dos vías primarias de la fotosíntesis y la fijación de carbono por las plantas. Las plantas C₃ utilizan solo el ciclo de Calvin para la fijación del dióxido de carbono (son aproximadamente el 95 % de todas las plantas existentes). Las plantas C₄ (como las gramíneas, la caña de azúcar o el maíz) tienen una adaptación especial que les permite separar la etapa de fijación de carbono inicial del ciclo de Calvin. Aunque las plantas C₄ necesitan más energía, generalmente son más rápidas y más eficaces en la fijación de carbono, particularmente en ambientes tropicales

LAS ZONAS DE BOSQUE DE RIVERA SIRVEN COMO IMPORTANTES CORREDORES MIGRATORIOS PARA UNA AMPLIA VARIEDAD DE ESPECIES TERRESTRES, COMO JAGUARES, TAPIRES Y PECARÍES

Muchas otras especies dependen de los recursos de los ríos y de las llanuras de inundación, incluyendo tortugas (*Podocnemis spp.*), caimanes (por ejemplo, *Melanosuchus niger*), nutrias (*Pteronurci brasiliensis*) y delfines (*Inia geoffrensis*, *Inia boliviensis* y *Sotalia fluviatilis*), todos los cuales tienen ciclos vitales que dependen de las migraciones laterales hacia las llanuras de inundación. Aunque generalmente no recorren largas distancias en sus migraciones longitudinales (> 100 km), estas especies utilizan las llanuras de inundación para alimentarse, anidar y otros aspectos esenciales de su ciclo vital (Martin y da Silva 2004, Martin *et al.* 2004, Fachín-Terán *et al.* 2006, Da Silveira *et al.* 2010, Da Silveira *et al.* 2011).

El consumo de pescado en la Amazonia es alto. Según las estimaciones disponibles, el máximo potencial sostenible de producción de la pesca de interior en la cuenca del Amazonas es de 900 000 t/año (Bayley y Petrere Jr. 1989), y anualmente se pesca aproximadamente la mitad de esa cantidad (Bayley 1998, Goulding *et al.* 2003). Aunque falta información sobre la producción pesquera para buena parte de la región amazónica, la producción de la pesca continental en la Amazonia brasileña, junto con la de estuarios, la marina y la acuícola, sustenta unas tasas de consumo de pescado per cápita de 94 kg/año entre las poblaciones ribereñas y de 40 kg/año entre la población urbana, tasas relativamente altas comparadas con la media global de 16 kg/año (Isaac y Almeida 2011). Los animales de caza asociados con los sistemas de agua dulce también contribuyen a la seguridad alimentaria, entre ellos especies de caimanes (por ejemplo, *Melanosuchus niger*) y tortugas (*Podocnemis spp.*), que se cazan mucho para su consumo (Da Silveira *et al.* 2011). Muchos animales terrestres habitan en ecosistemas de agua dulce durante todo el año o durante la estación seca para tener acceso a agua y alimentarse de frutos, hojas y otros animales (Naiman y Decamps 1997, Bodmer *et al.* 1999). Las áreas de bosque de ribera sirven como importantes corredores migratorios para una amplia variedad de especies terrestres, como jaguares (*Panthera onca*), tapires (*Tapirus terrestris*) y pecaríes (*Tayassu pecari*), particularmente en paisajes dominados por el hombre (Keuroghlian y Eaton 2008, Lees y Peres 2008). Algunas especies de aves terrestres y migratorias también usan los humedales como zonas de alimentación de temporada cuando los niveles bajos de agua concentran peces que pescan en los lagos y canales (Petermann 1997). La población amazónica conoce bien esa asociación entre los animales de caza y los humedales y hace mucho tiempo que cazan junto a arroyos y ríos (Bodmer *et al.* 1999).

Otros diversos recursos de agua dulce generan actividades económicas a gran escala, como frutos de palma, a ejemplo del asaí (*Euterpe oleracea*) en el estuario y moriche (*Mauritia flexuosa*) en la subcuenca del Maraño-Ucayali (Padoch 1988, Brondízio 2008), así como especies maderables, como capirona o guayabochi (*Calycophyllum spruceanum*) y cedro tropical (*Cedrela odorata*) a lo largo de los ríos y llanuras aluviales (Pinedo-Vásquez *et al.* 2001). Los estudios económicos en la Amazonia y en otros lugares indican que los recursos producidos por los ecosistemas tropicales de agua dulce pueden llegar a suponer hasta los dos tercios de los ingresos de los hogares rurales (McGrath *et al.* 2008, Ewel 2009).

TIPOS DE PECES

Por Leandro Castello* (adaptado de Crampton *et al.* 2004)

© Zig Koch / WWF



Un joven sostiene un surubí manchado (*Pseudoplatystoma coruscans*) bajo el agua. Montañas del Parque Nacional Tumucumaque, Amapá, Brasil.

© WWF-Brasil / Edison Caelano



El pescador Juvenal da Silva, y otros pescadores, muestran con orgullo un paiche o pirarucú (*Arapaima gigas*), Acre, Brasil.

- Atendiendo a sus patrones migratorios, encontramos los siguientes tipos de peces:
- **Especies de peces sedentarios** (o especies de peces de migraciones laterales de corta distancia). Pasan todo su ciclo de vida en las llanuras de inundación. Ejemplos de ellos son el pirarucú o paiche *Arapaima spp.* y *Cichla spp.*
 - **Especies de peces de migración longitudinal.** Complementan los beneficios de los recursos obtenidos por las migraciones laterales con migraciones longitudinales de larga distancia a lo largo de los canales de los ríos:
 - **Especies migratorias characiformes.** Recorren cientos de kilómetros a lo largo de los canales de los ríos, pero sus poblaciones generalmente están restringidas a ciertos afluentes o conectadas a las llanuras de inundación del cauce principal. Ejemplos de ellos son el surubí o el surubí atigrado *Pseudoplatystoma fasciatum* y el bocachico *Prochilodus nigricans*.
 - **Especies de bagres migratorios de larga distancia.** Viajan miles de kilómetros del estuario del Amazonas, donde residen y crecen a edades más tempranas, hasta su nacimiento en las estribaciones de los Andes, donde desovan en la edad adulta. Un ejemplo de esta clase es el bagre dorado o dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*).

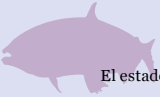
*Instituto Politécnico y Universidad Estatal de Virginia



Brachyplatystoma filamentosum es una especie de bagre migratoria de larga distancia



Pirarucú o paiche (*Arapaima gigas*), uno de los peces más grandes de agua dulce. Río Tapajós, Pará, Brasil.



TIPOS DE ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE DE LA AMAZONIA

Por Leandro Castello.*
Adaptado de Castello *et al.* 2013.

- RÍOS GRANDES.** El río Amazonas y sus principales afluentes, que se caracterizan por un marcado y predecible pulso de inundación anual (monomodal) en sus partes bajas. Hay tres tipos de ríos diferentes:
- Los *ríos de aguas blancas* nacen en los Andes y llevan una gran carga de sedimentos, lo que les da su característico color marrón claro (p. ej., el Solimões y el Madeira).
 - Los *ríos de aguas claras* drenan las zonas rocosas y los suelos meteorizados de los escudos de Brasil y Guayana, y transportan algunos minerales disueltos, pero escasos sedimentos en suspensión (como el Tapajós).
 - Los *ríos de aguas negras* drenan los suelos arenosos y pobres en nutrientes de la Amazonia central, y llevan pocos sedimentos en suspensión. Los taninos lixiviados procedentes de hojas en descomposición les dan su color similar al té y su acidez (por ejemplo, el río Negro).

PEQUEÑOS CURSOS DE AGUA. Los pequeños cursos de agua de las cabeceras, de primer y segundo orden, pueden tener varias inundaciones por año (polimodales), con ondas de inundación menos predecibles tras los grandes episodios de lluvia..

HUMEDALES FLUVIALES. Las estrechas zonas de ribera de las cabeceras de pequeños cursos de agua y las extensas llanuras de inundación que bordean a grandes ríos forman humedales que suponen importantes zonas de intercambio entre los ecosistemas acuáticos y terrestres.

HUMEDALES NO FLUVIALES. Pequeñas llanuras interfluviales, zonas pantanosas y sabanas inundadas estacionalmente forman humedades que ocupan las partes bajas entre ríos y depresiones geomorfológicas. Entre ellos se encuentran los siguientes:

- *Marañon-Ucayali* (Perú): principalmente cubierto de bosque, con grandes extensiones de aguajales.
- *Llanos de Moxos* (Bolivia) y *Bananal* (Brasil): principalmente humedales de sabana con un mosaico de pastizales inundados estacionalmente, bosques abiertos, islas boscosas y lagos.
- *Norte de Roraima* (Brasil) y *Rupununi* (Guyana): humedales de sabana con riachuelos, lagos y lagunas de poca profundidad que se expanden durante la temporada de lluvias, inundando extensas zonas dominadas por juncos y palmeras.
- *Humedales de tipo campina o campinarana de la cuenca del río Negro* (Brasil): pantanos y sabanas inundadas, con un mosaico de arbustos, palmeras, juncos y tapetes de algas sujetas a inundaciones relativamente poco profundas durante la época de lluvias.
- *Isla de Marajó* (Brasil): la parte oriental de la isla está cubierta por praderas inundadas estacionalmente, con pequeñas áreas de bosque, matorrales y manglares, mientras que la parte occidental está ocupada por bosques inundados por las mareas, con zonas de bosques de tierras altas en los terrenos más elevados.

* Instituto Politécnico y Universidad Estatal de Virginia.



Nutria gigante (Pteronura brasiliensis).



El humedal de los Llanos de Moxos está ubicado cerca de la frontera entre Bolivia, Perú y Brasil, y está formado por sabanas tropicales con ciclos de sequías e inundaciones. Palma real en el lago Rogaguado, Departamento del Beni (Bolivia).



Paisaje de campinarana, Amazonia brasileña.



Bosque inundado de Caicubi en el río Jufari, en la frontera entre los estados de Amazonas y Roraima, en Brasil.



Vista aérea de la orilla del río Madeira y Porto Velho, capital de Rondônia, Brasil.

IMPACTO DIRECTO

Los ríos de aguas blancas nacen en los Andes y llevan una gran carga de sedimentos, lo que les da su característico color marrón claro. Una de las principales preocupaciones sobre las nuevas represas en el río Madeira es que reducen drásticamente los aportes de sedimentos de uno de los ríos de mundo que mayor carga natural de sedimentos tiene, alterando así los sistemas fluviales aguas abajo. La foto muestra la construcción de la represa de Santo Antonio y las aguas siendo represadas.



CAUSAS DE LAS ALTERACIONES HIDROLÓGICAS

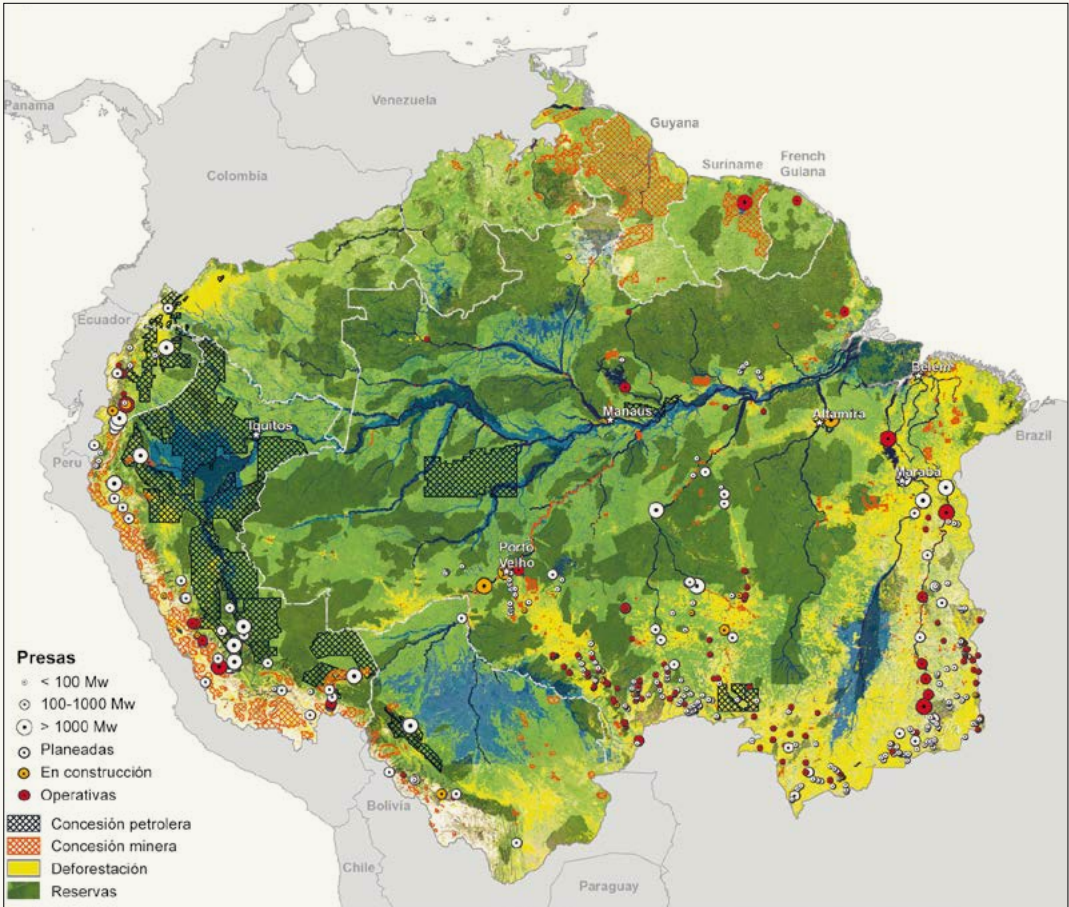


Figura 3: Alteraciones hidrológicas en los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. El área de estudio incluye los ecosistemas de agua dulce del bioma del bosque amazónico, que abarca los bosques de la cuenca del Orinoco y del Escudo Guayanés, así como la cuenca del Amazonas, que incluye partes de la sabana del Cerrado en la cuenca Araguaia-Tocantins (figura adaptada de Castello *et al.*, 2013; Mapa: Paul Lefebvre, WHRC).

El desarrollo de la Amazonia ha sido impulsado históricamente por una demanda que fomentaba la colonización (por ejemplo, para extracción de caucho u oro) y por los intereses nacionales de desarrollo (como la ocupación estratégica de las regiones de frontera), y hoy en día los mercados de fuera de la Amazonia juegan un papel cada vez más importante en la explotación y la ocupación de la región (Cleary 2001). La IIRSA y el COSIPLAN⁷, por ejemplo, han estimulado

⁷ La Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana (IIRSA) es una iniciativa multilateral destinada a promover la integración de las economías de América del Sur a través del desarrollo de infraestructuras. En su concepción original, fue financiado principalmente por el Banco de Desarrollo de América Latina (CAF), el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y el Fondo de Desarrollo de la Cuenca del Plata (Fonplata) y sirvió principalmente como una manera de coordinar la financiación en la región. Actualmente, la IIRSA es el foro técnico para la planificación de la integración física de América del Sur bajo el Consejo Suramericano de Infraestructura y Planeamiento (COSIPLAN) de la Unión de Naciones Suramericanas (UNASUR). Más información en <http://www.iirsa.org/>

una inversión de más de 90 millones de dólares en la región, con el objetivo de integrar las economías de América del Sur a través de la construcción de carreteras, vías fluviales y presas hidroeléctricas (Van Dijk 2013). En virtud de la Unión de Naciones Suramericanas (Unasur), los países amazónicos no han dejado de financiar el desarrollo económico a través de acuerdos multilaterales o bilaterales (p. ej., COSIPLAN) y otras fuentes de financiamiento público y privado (p. ej., el Banco de Desarrollo Económico y Social de Brasil (BNDES) y el Banco de Desarrollo de China).

En los dos últimos decenios también ha aumentado la demanda mundial de carne vacuna, la alimentación animal (soja) y materias primas (petróleo, mineral de hierro, bauxita u oro), fomentando cambios generalizados en la cubierta terrestre (Macedo *et al.* 2012), minería y desarrollo hidroeléctrico (Figura 3). Estas actividades se están extendiendo por toda la Amazonia a un ritmo acelerado, impulsadas por la creciente demanda de energía y el crecimiento de los mercados orientados a la exportación de productos agrícolas y minerales. Cada una de estas actividades de desarrollo altera directamente la conectividad hidrológica, pero además también podrían interactuar entre sí de una manera compleja que aumentara su impacto sobre los ecosistemas de agua dulce. A continuación se presenta un resumen de los principales factores que impulsan actualmente la alteración hidrológica en la Amazonia.

3.1. REPRESAS

La construcción de represas hidroeléctricas es un factor clave de la alteración hidrológica y una amenaza generalizada para la conectividad longitudinal y lateral de los ríos amazónicos. Estas presas se encuentran principalmente en la Amazonia brasileña, aunque también hay algunas en Ecuador, Perú, Bolivia y las Guayanas (Tabla 1).

Las presas actualmente en funcionamiento tienen una capacidad total de generación de energía de unos 18 000 MW, aunque en la mayoría de las centrales hidroeléctricas la energía generada está sustancialmente por debajo de su capacidad instalada (Stickler *et al.* 2013A). Se prevé que otras 21 represas actualmente en construcción (o que han acabado de construirse, pero aún no están operativas) aumenten la capacidad de generación total a 37 000 MW, entre ellas algunos proyectos de controvertidas megarrepresas en Brasil (por ejemplo, la de Belo Monte en el río Xingu, y Jirau y Santo Antônio en el río Madeira). En la Amazonia andina, en la actualidad hay una megarrepresa (> 1 000 MW) en funcionamiento (Paute Molino en Ecuador), otra se está negociando (Inambari, en Perú, en el marco de un acuerdo energético entre Brasil y Perú firmado en 2010) y se han propuesto otras 17 (Little 2014).

Las estimaciones publicadas de las represas hidroeléctricas planificadas en la Amazonia varían ampliamente, dependiendo de las fuentes de datos, de la definición de la Amazonia y de los criterios utilizados (por ejemplo, el tamaño de la presa, el nivel de planificación, el plazo). Este informe se basa principalmente en la base de datos compilada por Castello *et al.* (2013),⁸ lo que indica que otras 277 presas se

⁸ Los datos sobre las presas hidroeléctricas son de PROTEGER (2012) para Ecuador, Colombia, Perú y Bolivia, y de ANEEL (2012) para Brasil. Por favor, consulte Castello *et al.* 2013 para más información.

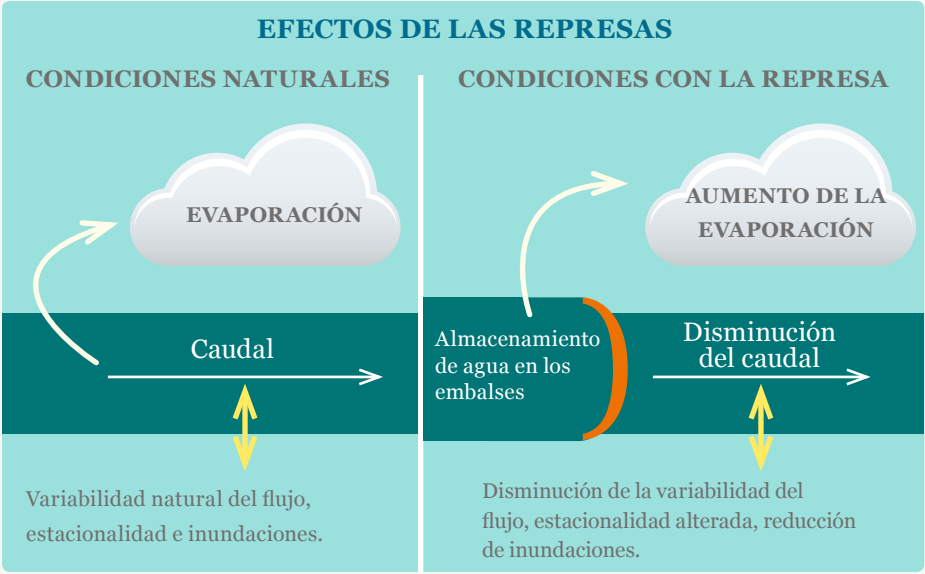
encuentran en una etapa inicial de planificación, muchas de las cuales (entre 60 y 80) se ubican en las montañas de los Andes. Si todos esos proyectos salieran adelante, la red de centrales hidroeléctricas amazónicas tendría una capacidad instalada de unos 95 000 MW, y solo quedarían tres afluentes del Amazonas de flujo libre —dos ríos de aguas blancas (Jurua e Iça-Putumayo) y uno de aguas claras (Trombetas)—. Según otras estimaciones, habría un máximo de 151 proyectos de represas en los Andes para los próximos 20 años (no todas en etapas de planificación avanzadas). Si se construyen, perturbarían gravemente la conectividad longitudinal entre las cabeceras andinas y los ríos amazónicos de las tierras bajas y las llanuras de inundación (Finer y Jenkins 2012, Little 2014). Independiente del número exacto, los impactos hidrológicos de las presas grandes y medianas están siendo exacerbados por la proliferación de pequeñas presas y embalses (< 2 MW), que son cada vez más comunes en los paisajes agrícolas del «arco de deforestación». Se estima que ya en el 2007 había en la cuenca del Alto Xingu unas 10 000 pequeñas presas, con un promedio de una cada 7 kilómetros de curso (Macedo *et al.* 2013). Estas pequeñas presas generalmente están en propiedades privadas con una tradición ganadera, y suelen construirse para proporcionar agua potable al ganado, generar electricidad o facilitar la construcción de carreteras. A pesar de su gran potencial de impacto acumulativo en los pequeños cursos de agua, la construcción de pequeñas presas no está regulada.

Tabla 1: Represas hidroeléctricas amazónicas según potencia instalada, país y subcuenca (adaptado de Castello *et al.* 2013).

	Operativa	En construcción	Planificada
Capacidad de la represa			
< 100 MW	135	14	206
100 – 1.000 MW	15	4	56
> 1.000 MW	6	3	15
País			
Brasil	138	16	221
Perú	7	2	30
Ecuador	5	2	17
Bolivia	4	1	8
Guyana Francesa	1	0	0
Surinam	1	0	0
Colombia	0	0	1
Subcuenca			
Araguaia-Tocantins	56	2	101
Madeira	43	8	43
Tapajós	33	6	73
Ucayali	6	1	15
Xingú	6	1	2
Marañón	5	3	21
Drenaje del Amazonas	4	0	8
Negro	1	0	1
Orinoco/Guianas	2	0	0
Purus	0	0	6
Napo	0	0	4
Caqueta-Japurá	0	0	1

Figura 4: Diagrama esquemático que representa los principales impactos de las represas en la conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. En comparación con las condiciones no alteradas (izquierda), las represas almacenan agua en embalses, reducen el caudal y la variabilidad de flujo, alteran la estacionalidad de las inundaciones y disminuyen los picos de inundación (derecha).

Las represas alteran la conectividad de los cursos de agua de varias maneras, afectando a los ecosistemas de agua dulce tanto aguas arriba como aguas abajo (Figura 4). Su impacto más significativo en la conectividad longitudinal se debe a la acumulación de agua en los embalses, que regulan el flujo del río y retienen los sedimentos. Al obstruir los flujos de agua y de sedimentos, los embalses bloquean las migraciones de los animales y reducen el transporte aguas abajo de materia orgánica e inorgánica (Syvitski *et al.* 2005, Agostinho *et al.* 2008, Fearnside 2014). También interrumpen el transporte de las larvas y el movimiento de las crías de peces, que pueden verse atrapadas en los embalses y ser comidas por los depredadores o resultar heridas por las turbinas (Barthem *et al.* 1991, Godinho y Kynard 2009, Canas y Pino 2011). El almacenamiento de agua en los embalses puede alterar drásticamente los regímenes térmicos de arroyos y ríos, calentando o enfriando las aguas corriente abajo, según las características del embalse (superficie, capacidad de almacenamiento o tiempo de permanencia del agua) y la profundidad de la que se libera el agua (Olden y Naiman 2010, Macedo *et al.*, 2013).



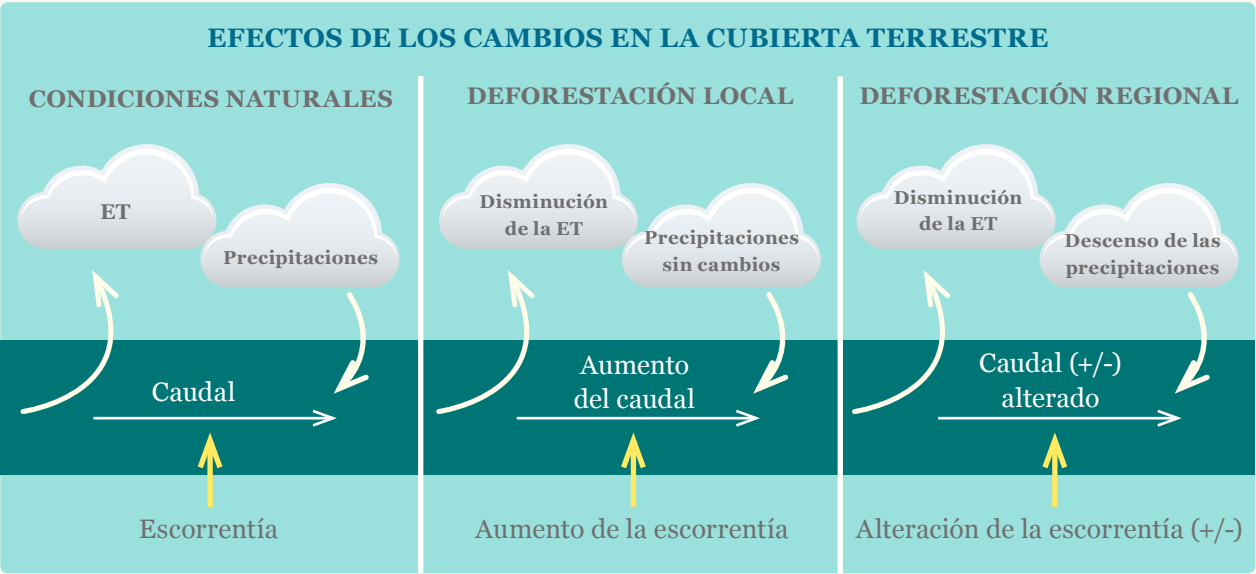
Los grandes embalses pueden reducir el caudal del río, pues el agua almacenada se evapora o se desvía para otros usos (como el riego). La regulación del caudal por las represas hidroeléctricas también perturba la conectividad lateral debido a la disminución de la variabilidad del flujo estacional (especialmente los picos de inundación), lo cual reduce los intercambios laterales de materias orgánicas e inorgánicas entre los canales fluviales, las zonas de ribera adyacentes y las llanuras de inundación (Poff & Hart 2002, Poff *et al.* 1997). La construcción de la presa en sí conlleva diversos costos ambientales, causando una fuerte carga de sedimentos y cambios en la morfología de los ríos al ser desviados temporalmente; acelera los cambios en la cubierta terrestre, pues se atrae a la zona a una nueva población; y aumenta la liberación de gases de efecto invernadero producidos como consecuencia de la creación del embalse (véase la Sección 4.1; Kemenes *et al.* 2007, 2011.). Además de provocar una deforestación directa por la

Figura 5: Diagrama esquemático que representa los principales impactos de las represas sobre la conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce en la Amazonia. En comparación con las condiciones no alteradas (izquierda), la deforestación local (centro) generalmente disminuye la evapotranspiración (ET), aumenta la escorrentía y el caudal, pero no las precipitaciones. La deforestación a escala regional (derecha) puede disminuir la ET lo suficiente como para disminuir también las precipitaciones. La escorrentía y el caudal pueden experimentar un aumento o una disminución netos (+/-), en función del equilibrio entre las precipitaciones y la ET (precipitaciones - ET = escorrentía).

construcción de presas y la creación de embalses, las presas hidroeléctricas suelen atraer una nueva migración humana a zonas remotas, que pueden promover la deforestación a gran escala y la degradación de los ecosistemas.

3.2. CAMBIOS EN LA CUBIERTA TERRESTRE

La deforestación de los bosques y sabanas nativos para otros usos de la tierra (es decir, un cambio de la cubierta terrestre) puede alterar la conectividad de los ecosistemas de agua dulce en prácticamente todas las dimensiones. Se estima que unos 1,4 millones de km² (en torno al 20 %) de la cuenca amazónica (definida como la cuenca hidrográfica) ya han sido deforestados, en gran parte por la expansión de las tierras de cultivo y los pastizales (Hansen *et al.* 2013). Esos cambios en la cobertura terrestre se han producido principalmente en los flancos sur y este de la cuenca, afectando a la cabecera de los ríos Araguaia-Tocantins, Xingu y Tapajós. Desde 2005, las tasas de deforestación han disminuido considerablemente, sobre todo en la Amazonia brasileña (Nepstad *et al.* 2009, Davidson *et al.* 2012, Macedo *et al.* 2012). Sin embargo, la creciente demanda internacional de carne vacuna, piensos y materias primas combustibles ha fomentado la demanda regional de energía e infraestructura, que a su vez aumenta las presiones sobre los ecosistemas nativos, especialmente en el Cerrado brasileño, donde hay una baja protección legal (Soares-Filho *et al.* 2014) y en la Amazonia andina de Perú (Gutiérrez-Vélez *et al.*, 2011), Bolivia y Ecuador.



El cambio de la cubierta terrestre altera la conectividad hidrológica de varias maneras. La deforestación de las tierras altas y los bosques de ribera perturba la conectividad vertical, alterando el equilibrio de las aguas superficiales y dividiendo las precipitaciones entre ET, caudal (Q) y humedad del suelo (Brauman *et al.* 2007, Wohl *et al.* 2012, Sterling *et al.* 2013). Independiente de la cubierta terrestre, la lluvia es igual a la suma de ET, Q y los cambios en el almacenamiento de agua del suelo (DS). En general, los cultivos y los



Cambio en la cubierta terrestre. Municipio de Querência, estado de Mato Grosso, Brasil.

LOS CAMBIOS DE LA CUBIERTA TERRESTRE EN LAS TIERRAS ALTAS Y LAS ZONAS DE RIBERA AUMENTAN LA EROSIÓN, LA ESCORRENTÍA SUPERFICIAL Y EL TRANSPORTE DE SEDIMENTOS Y CONTAMINANTES DE LAS AGUAS DULCES ADYACENTES

pastos usan menos agua que los bosques y sabanas nativos debido a su menor altura, menor profundidad de las raíces y menor índice de área foliar (Calder 1998, Giambelluca 2002). Como resultado, la deforestación a escala local tiende a disminuir la ET y aumenta el Q en relación con la vegetación nativa (Sahin y Hall 1996, Andreassian 2004, Locatelli y Vignola 2009, Coe *et al.* 2011, Hayhoe *et al.* 2011). Sin embargo, como los bosques reciclan de nuevo agua hacia la atmósfera mediante la ET, desempeñan un papel clave en el mantenimiento de las precipitaciones regionales (Costa y Foley 1997, Li *et al.* 2007, Spracklen *et al.* 2012). Cada vez hay más pruebas de que la deforestación en grandes espacios reduce las precipitaciones y altera la estacionalidad de las lluvias (Butt *et al.* 2011) y disminuye el caudal (Figura 5; Bruijnzeel 2004, Stickler *et al.* 2013A), aunque se desconoce exactamente en qué medida.

Los cambios inducidos por la deforestación en el balance hídrico pueden afectar tanto a la conectividad lateral como a la longitudinal de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. Los estudios de campo en las cabeceras de la cuenca del Xingu (sudeste de la Amazonia) han demostrado que el caudal total anual en cuencas deforestadas es cuatro veces mayor que en las cuencas forestadas (Hayhoe *et al.* 2011). Por otra parte, los estudios de modelado en el Xingú y en el suroeste de la Amazonia indican que los cambios de la cubierta terrestre a gran escala pueden alterar la estacionalidad de los cursos de agua y disminuir el caudal durante la estación seca, como resultado de los cambios en el balance hídrico regional (Lima *et al.* 2013, Stickler *et al.* 2013A). Estos cambios también pueden dar lugar a caudales irregulares, que se caracterizan por altísimos caudales por aguas pluviales, inundaciones anuales tempranas (Bruijnzeel *et al.* 1990, Petts 1984) y cambios en la morfología de las riberas (incisiones, acorazamiento del lecho y sedimentación). La deforestación a gran escala de la cuenca del río Araguaia cambió tanto los regímenes hidrológicos que aumentó el transporte de materiales en el fondo del río en un 31 % (de 6,6 Mt a 8,8 Mt) de 1960 hasta la década de 1990, cambiando fundamentalmente la geomorfología del río (Latrubesse *et al.* 2009) .

Los cambios de la cobertura vegetal en las tierras altas y las zonas de ribera aumentan la erosión, la escorrentía superficial y el transporte de sedimentos y contaminantes a las aguas dulces adyacentes. En los paisajes agrícolas tropicales, esas alteraciones hidrológicas se ven exacerbadas por prácticas de manejo del suelo que compactan los suelos y aumentan el uso de fertilizantes y pesticidas (Schiesari y Grillitsch 2011, Neill *et al.* 2013, Schiesari *et al.* 2013) y, en general, disminuyen la calidad del agua (Gergel *et al.* 2002, Allan 2004, Foley *et al.* 2005, Uriarte *et al.* 2011). En conjunto, estas alteraciones hidrológicas tienen impactos acumulativos sustanciales en la calidad y la distribución de los hábitats de agua dulce en la red de cursos de agua.

3.3. EXTRACCIÓN DE MINERALES

Al igual que las represas hidroeléctricas, la extracción de minerales es un factor que cada vez tiene más peso en el cambio regional del uso del suelo, con impactos directos e indirectos sobre la conectividad de los ecosistemas de agua

dulce de la Amazonia. Además del arrendamiento para la extracción de minerales (Figura 4), también se llevan a cabo actividades de minería artesanal a pequeña escala en toda la Amazonia, las cuales además no están formalmente cartografiadas. La minería de oro existe en la región desde hace décadas, pero un aumento del 360 % en los precios del oro desde el 2000⁹ ha conllevado su veloz resurgimiento, algo que está afectando a los ecosistemas de agua dulce en toda la Amazonia, en particular en Brasil (por ejemplo, en la cuenca del Tapajós, Pará; Nevado *et al.* 2010, Marinho *et al.* 2014), Perú (Madre de Dios; Swenson *et al.* 2011, Gardner 2012, Asner *et al.* 2013), Guyana (Howard *et al.* 2011), Surinam (Ouboter *et al.* 2012), Colombia (De Miguel *et al.* 2014) y Venezuela (Santos-Francés *et al.* 2011). Los mineros de oro artesanales en estas regiones extraen oro mediante el dragado de sedimentos del fondo del río, utilizando mercurio (Hg) para amalgamar las partículas de oro fino. Estas actividades afectan a la conectividad lateral y longitudinal debido al aumento de la carga de sedimentos, la alteración de la geomorfología de los canales fluviales y las zonas de ribera y contaminando los cursos de agua adyacentes con mercurio, un contaminante que perdura en los sedimentos de los ríos y puede acumularse en los peces en función de las condiciones limnológicas.

Además de alterar la calidad del agua y del hábitat, la minería y la extracción de hidrocarburos suelen afectar a la conectividad hidrológica indirectamente, pues fomentan la construcción de nuevas carreteras, presas y asentamientos en zonas remotas. El Complejo Minero de Carajás (Pará, Brasil), por ejemplo, es la mina de mineral de hierro más grande del mundo, con destacadas reservas de bauxita, cobre, manganeso y oro. Además de la propia mina, desde finales de 1970 el Proyecto del Gran Carajás ha atraído grandes inversiones de infraestructura, como la construcción de un ferrocarril, carreteras y una gran represa hidroeléctrica, la represa de Tucuruí, la cual inundó 2 860 km² de bosques y desplazó a más de 24 000 personas, además de provocar más cambios significativos en la cobertura vegetal (WCD 2000).

La fundición del mineral de hierro (para producir arrabio y, finalmente, acero) y de bauxita (para producir aluminio) consume una gran cantidad de energía. Aproximadamente la mitad de la energía consumida por las fundiciones de aluminio procede de la energía hidroeléctrica (Switkes 2005, Fearnside 2006), y esas demandas de energía han motivado la construcción de muchas represas en la región. Cuando la energía hidroeléctrica y la plantación de bosques son insuficientes o demasiado caras para satisfacer esa demanda, las fundiciones crean un mercado regional importante para el carbón, que se produce mediante la quema de los bosques y sabanas nativos (como en los estados de Pará y Maranhão; Sonter *et al.* 2015).

La extracción de petróleo es otro factor clave de la modificación de la cubierta vegetal y el desarrollo de infraestructuras, sobre todo en la Amazonia andina. Debido al aumento de la demanda de energía, es probable que cada vez sean más comunes algunos proyectos polémicos, como el gasoducto de Camisea en Perú, los arrendamientos para el petróleo en la región del Yasuní en Ecuador, y la exploración de petróleo y gas en las regiones de Putumayo (Colombia), Madidi (Bolivia) y Amazonas (Brasil) (Finer *et al.* 2008). En algunos casos excepcionales, como la mina Urucu (Amazonas, Brasil), la aplicación de mejores prácticas ha reducido al mínimo el acceso a través de nuevas carreteras, con lo que ha mitigado

9 Consejo Mundial del Oro (<http://www.gold.org>).



el modelo típico de ocupación desordenada, aunque actuaciones como esta no son la norma. Algunas estimaciones sugieren que la extracción de petróleo vertió 30 000 millones de galones de desechos tóxicos al suelo y las vías fluviales de la Amazonia ecuatoriana (Oriente) entre 1972 y 1994 (Jochnick *et al.*, 1994), aunque resulta difícil verificar esos datos. Aun así, los arrendamientos para el petróleo y gas cubren ahora más de dos tercios de la Amazonia peruana y ecuatoriana (Figura 4), solapándose a menudo con áreas protegidas y reservas indígenas y provocando conflictos sociales (por ejemplo, sobre derechos de la tierra) y problemas (a saber, vertidos de petróleo al medio ambiente; Finer *et al.*, 2008). Estas actividades extractivas se están ampliando en toda la cuenca (especialmente en Bolivia, Perú, Colombia y el oeste de Brasil), lo que altera la conectividad de las zonas de ribera y las llanuras de inundación.

3.4. CAMBIO CLIMÁTICO

El cambio climático, impulsado por el aumento mundial de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) atmosférico, es probable que exacerbe los impactos de otras alteraciones hidrológicas en los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia (Melack y Coe 2013). Aunque las estimaciones disponibles varían, en general los modelos climáticos predicen que la región amazónica experimentará en el futuro una disminución de las precipitaciones, un aumento de las temperaturas y episodios meteorológicos extremos más frecuentes, como sequías e inundaciones (Mahli *et al.* 2007, Malhi *et al.* 2009). Tales condiciones de clima seco y cálido podrían reducir la magnitud de los pulsos de inundación, aumentando la frecuencia y gravedad de los episodios de bajos niveles de agua en los grandes ríos (Costa *et al.* 2003). Las modificaciones de la cubierta vegetal a gran escala pueden alterar aún más el balance del agua y la energía, lo que provocaría la disminución de las precipitaciones regionales, el aumento de las temperaturas de la superficie terrestre y la disminución de caudal de los ríos. Estos cambios pueden impactar de manera desproporcionada en los bosques de transición más secos que se dan en los bordes del bioma amazónico (es decir, el «arco de deforestación»), que cubren en torno al 40 % del bioma y son importantes centros de producción agrícola (Brando *et al.* 2014). La interacción entre el cambio climático (inducida por los GEI) y la alteración de la cubierta vegetal está sujeta a reacciones complejas y respuestas no lineales que dependen en gran medida de la escala.

Aunque es difícil atribuir determinados fenómenos climáticos a los cambios en el clima o la cobertura terrestre, cada vez hay más pruebas de que ambos tienen un impacto importante sobre la conectividad hidrológica (Melack y Coe 2013). Los estudios de modelización han proporcionado información valiosa sobre la escala potencial y la gravedad de estos impactos, aunque muchos se centran en el clima o la cobertura terrestre de manera aislada. Un estudio sobre el suroeste de la Amazonia descubrió que los descensos en las precipitaciones provocados por deforestación tienden a ser más intensos a finales de la estación seca, aumentando la duración de la estación seca y la amplitud estacional del caudal (Lima *et al.* 2013). Esos hallazgos son compatibles con estudios recientes llevados a cabo en la Amazonia brasileña que indican que los niveles actuales de cambio de la cubierta terrestre ya están retrasando el inicio de la temporada de lluvias (por ejemplo, en Rondonia) y acortándola en hasta seis días por década (Butt *et al.* 2011, Yin *et al.* 2014). La deforestación también parece amplificar la magnitud de las sequías, haciéndolas más secas y más graves de lo que serían si se conservara la cubierta forestal total (Bagley *et al.* 2014). Las sequías intensas, a su vez, pueden inducir más cambios en la cobertura terrestre, por

la eliminación directa de árboles (Lewis *et al.* 2011) o desencadenando incendios forestales más extensos e intensos (Brando *et al.* 2014), con lo que en ambos casos se produce una liberación del carbono almacenado en la vegetación a la atmósfera (Nepstad 2007).

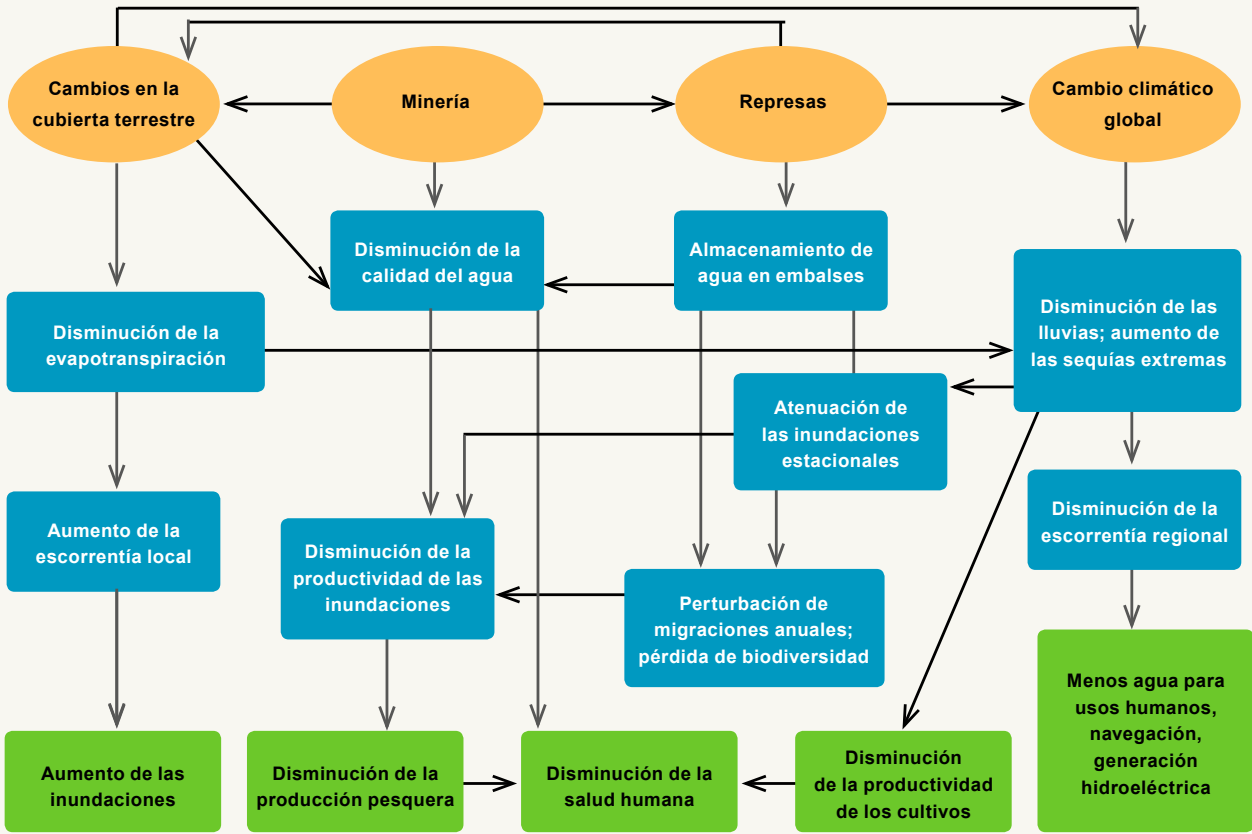
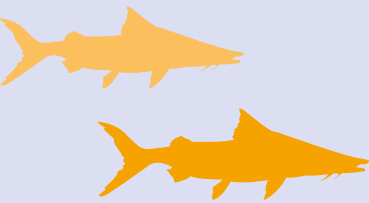


Figura 6: Interacciones entre los principales factores impulsores de las alteraciones hidrológicas, la hidrología, la ecología y las dimensiones humanas. Los factores causantes aparecen en óvalos anaranjados, los procesos analizados en este estudio se indican con cuadros azules y las consecuencias para la sociedad y los servicios ecosistémicos figuran en recuadros verdes. (Figura adaptada de Davidson *et al.* 2010.)

Las alteraciones hidrológicas tienen consecuencias importantes para los procesos ecológicos y la productividad, pero sus efectos acumulativos son difíciles de medir. Los factores impulsores de la alteración hidrológica interactúan de manera compleja (Figura 6), actuando a veces en sinergia y otras en oposición, por lo que es difícil predecir el efecto neto sobre el funcionamiento de los ecosistemas de agua dulce. Por ejemplo, los cambios en la cobertura terrestre pueden incrementar el caudal y provocar inundaciones que se den más rápido y antes del periodo anual normal, mientras que las represas reducen la variabilidad del flujo estacional y alteran el calendario de las inundaciones, produciendo retrasos o flujos erráticos en la estacionalidad (Petts 1984, Bruijnzeel 1990). Del mismo modo, mientras que los cambios de la cobertura terrestre y la minería aumentan el transporte de sedimentos y contaminantes (pesticidas, mercurio, etc.) en los cursos de agua, las represas retienen los sedimentos y contaminantes en sus embalses y cambian las vías por las que son procesados. Ambos fenómenos alteran los flujos de agua y materiales que determinan la morfología del canal del río y el transporte de materia orgánica (Leopold *et al.* 1964), pero su impacto neto depende del contexto y de la escala de análisis.

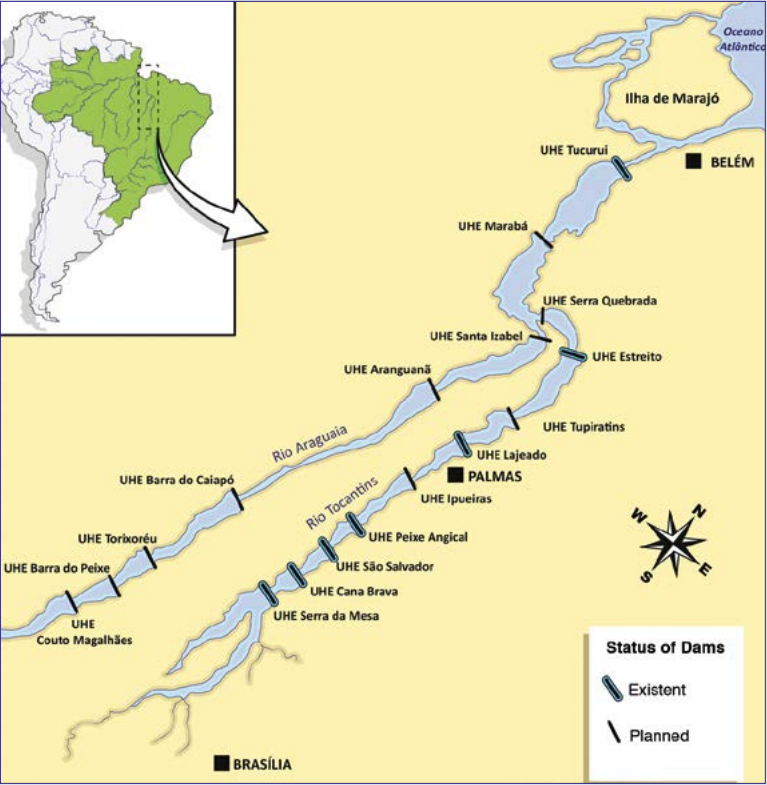
LA CUENCA DEL RÍO TOCANTINS, ¿EL FUTURO DE LA AMAZONIA?

Por Fernando Mayer Pelicice*



Cuenca del río Tocantins

Mapa esquemático sin escala. Modificado de Agostinho et al. (2009) por J. Rafael, Fábula Ilustrações



El río Tocantins es un importante afluente del Amazonas que ha experimentado un rápido desarrollo económico impulsado por prácticas destructivas del medio ambiente que han causado una pérdida generalizada de biodiversidad y de funciones y servicios ecosistémicos. Como las tendencias de desarrollo en el Tocantins son similares a las que se prevén o se están dando ya en otras cuencas amazónicas, la cuenca del

Tocantins puede verse como un ejemplo de lo que podría suceder en la Amazonia. La cuenca del Tocantins está ahora muy fragmentada, con su brazo principal regulado por siete grandes represas, y sus afluentes y arroyos bloqueados por cientos de represas de menor tamaño.

Como resultado de esa fragmentación, la población íctica ha cambiado sustancialmente. Los grandes bagres y carácidos migratorios (como *Prochilodus nigricans*, *Psectrogaster amazonica*, *Brycon goulding*, *Hydrolycus armatus*, *Oxydoras niger*, *Pseudoplatystoma fasciatum*, *Zungaro zungaro*) han desaparecido de muchas zonas, sobre todo porque los embalses han ocasionado la pérdida de sus lugares de desove y zonas de cría y de tramos de flujo libre. Los pescadores se han visto obligados a adaptarse a especies de peces de embalse, especialmente especies sedentarias, que suelen tener un menor valor de mercado. Además, las muertes de peces se han vuelto comunes aguas abajo de las grandes represas, con lo que las poblaciones de peces se ven aún más afectadas. Las empresas hidroeléctricas que operan las represas han implementado estrategias de gestión, tales como la construcción de escalas de peces, pero este tipo de acciones de mitigación ha fracasado en buena medida.

Además de la pérdida de los recursos pesqueros, los embalses también han cambiado el paisaje. Muchas de las playas de arena de la región —un aspecto importante de la cultura local y de la economía turística regional— se han perdido, al tiempo que otras áreas han cambiado debido al crecimiento excesivo de macrófitos acuáticos. Además, otras actividades están degradando aún más la integridad de esos ecosistemas de agua dulce, como el desarrollo de la acuicultura en jaulas, que fomenta los conflictos sociales y reduce la calidad del agua debido a la eutrofización y a las especies invasoras. La agricultura ha sido otro factor clave del cambio, con la sustitución de extensas áreas de ecosistemas de sabana (Cerrado) por soja y tierras para la ganadería. Los efectos acumulativos del intenso movimiento de regulación de ríos, la agricultura y el desarrollo urbano están teniendo profundas repercusiones en esta cuenca. La cuenca del Tocantins supone una advertencia de lo que podría suceder en otros lugares de la Amazonia si no se ponen en marcha mejores formas de planificar y políticas.

* Universidad Federal de Tocantins, Brasil.

© Fernando Pelicice



Escala de peces en la presa de Lajeado se cerró. Los estudios han demostrado que este tipo de acciones de mitigación no ha logrado mantener la migración de los peces.

© Fernando Pelicice



Variación del nivel del agua; embalse de Lajeado.

© Fernando Pelicice



Proliferación de macrófitos acuáticos; embalse de Lajeado.

© Fernando Pelicice



Árboles inundados tras la formación del embalse de Lajeado.

ESCENARIOS DE LA DEFORESTACIÓN EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DEL COMPLEJO HIDROELÉCTRICO DE TAPAJÓS¹

Por Ane Alencar*, Valderli J. Piontekowski*, Sandra Charity** y Cláudio C. Maretti**

proyecto del Complejo Hidroeléctrico de Tapajós, por las categorías de tenencia de la tierra y de designación, por la proximidad a las vías de acceso y por la existencia de áreas naturales protegidas y territorios indígenas en la región.

Están en fase de planificación o construcción 42 proyectos hidroeléctricos de tamaño medio o grande en los estados brasileños de Pará, Mato Grosso y Amazonas en la cuenca del río Tapajós (en los ríos Teles Pires, Juruena, Tapajós y Jamanxim), lo que representa la expansión e inversión más importante del sector eléctrico en la Amazonia brasileña. Para esta evaluación, el área de influencia del Complejo Hidroeléctrico de Tapajós se define como los límites de los municipios que pertenecen a la cuenca, abarcando unos 940 000 km² (en su mayoría en los estados de Mato Grosso y Pará).

Los dos principales factores impulsores de la deforestación en esta región (antes del programa de energía hidroeléctrica) son actualmente la expansión hacia el norte de las tierras de cultivo de soja en el estado de Mato Grosso y la pavimentación de la carretera BR-163, que une Cuiabá (MT) y Santarem (PA), cruzando la carretera Transamazónica, aún sin pavimentar (BR-230). Los impactos de estos factores impulsores podrían verse agravados por la especulación sobre las tierras, la emigración y un mayor costo de los bienes y servicios resultantes de la expectativa de desarrollo hidroeléctrico futuro en la región, sobre todo dada la mala planificación del uso del suelo y la falta de controles de mitigación de los impactos que prevalecen en esta región. En 2013, el 19 % del área de influencia había sido deforestada, en su mayoría (76 %) en el estado de Mato Grosso.

Siete de esos 42 proyectos son megarrepresas hidroeléctricas (> 1 000 MW). Si todos los proyectos salen adelante, generarían casi 28 000 MW de energía, el triple de la cantidad generada por la planta más grande de la Amazonia, Tucuruí. De los 42 proyectos, 10 están incluidos en un reciente plan de 10 años (que se extiende hasta el 2022) del sector energético brasileño, siendo el más grande de Sao Luiz do Tapajós (6 133 MW). Una de ellas, Teles Pires (1 820 MW), ya está en construcción y está causando el tipo de impactos evaluados por este análisis.²

Estos proyectos tendrán un impacto directo en 28 de los 73 municipios cuya jurisdicción está total o parcialmente dentro de la cuenca del río Tapajós. Los municipios que actualmente tienen la mayor área convertida (Altamira-PA, Itaituba-PA, Colniza-MT y Novo Progresso-PA) son también los que tienen una gran cubierta forestal y una alta proporción de tierras no registradas,

Los proyectos hidroeléctricos pueden causar la fragmentación hidrológica de los ríos y provocar la deforestación, sobre todo en la Amazonia, poniendo en riesgo la conectividad de los ecosistemas forestales y de agua dulce. Por ello, es importante evaluar la deforestación potencial que tales proyectos podrían causar. Esta evaluación incluye un análisis de la historia, los principales factores impulsores y escenarios futuros de la deforestación, y fue llevada a cabo por los municipios que se verán directa o indirectamente afectados por el



© Zlg Koch // Iniciativa Amazonia Viva de WWF

La minería es una de los factores impulsores de la deforestación y de la contaminación y degradación del agua dulce. Cuenca del río Tapajós, Brasil.

la agricultura. En conjunto, estas áreas han perdido 14,5 millones de hectáreas en los últimos 10 años (un área del tamaño de Nepal). Por el contrario, y como era de esperar, las categorías de designación de tierras que tuvieron una menor conversión a otra categoría de designación de tierra hasta ese momento eran los territorios indígenas (1,4 %) y las áreas protegidas estatales (1,7 %), pero también las tierras públicas de propiedad estatal (1,3 %).

Esta evaluación encargada por el WWF y desarrollada por el IPAM tuvo como objetivo proporcionar una mejor comprensión de la dinámica de ocupación en esta región, identificando las tendencias y las zonas más vulnerables a la deforestación inducida (directa o indirectamente), a fin de servir como base de información para apoyar la toma de decisiones relacionadas con la construcción de represas y, en los casos en que esos proyectos sigan adelante, para orientar las medidas de prevención y mitigación para reducir los impactos ambientales y sociales de los proyectos. El estudio consta de cuatro partes: (a) un análisis de la dinámica reciente de deforestación en la región por categoría de designación de tierras y por municipio; (b) una cartografía de los factores impulsores de la deforestación en el área de influencia de los complejos (a y b se basan en datos del PRODES-INPE/2013 de los últimos diez años); (c) un análisis de la vulnerabilidad de la región en materia de deforestación; y (d) un total de seis escenarios de deforestación (hasta 2030), basados en la construcción (o no) de proyectos hidroeléctricos e infraestructura asociada y en el mantenimiento (o no) de las áreas protegidas de la región.

Aunque los proyectos hidroeléctricos históricamente no han estado asociados con la deforestación (si los comparamos con las carreteras), producen impactos indirectos significativos en las personas y en el bosque. Estos impactos indirectos son difíciles de medir, si los comparamos con los impactos directos de la obra de construcción y del embalse. El principal impacto indirecto de los proyectos hidroeléctricos en el bosque es la deforestación causada por la apertura de nuevas vías de acceso, la migración de los trabajadores a la obra del proyecto y la infraestructura necesaria para instalar a todos los trabajadores.

El análisis de la vulnerabilidad puso de manifiesto que los municipios de Altamira (principalmente en el distrito de Castelo dos Sonhos), Novo Progresso y Itaituba en el estado de Pará, y Apui en el estado de Amazonas, tienen el grado de vulnerabilidad a la deforestación más alto de la región: cada municipio tiene más de 5 000 km² de bosque en riesgo (Figura 1). Las tierras públicas federales son la categoría de designación de tierras más vulnerable a la deforestación

* Instituto de Investigación Ambiental de la Amazonia (IPAM)

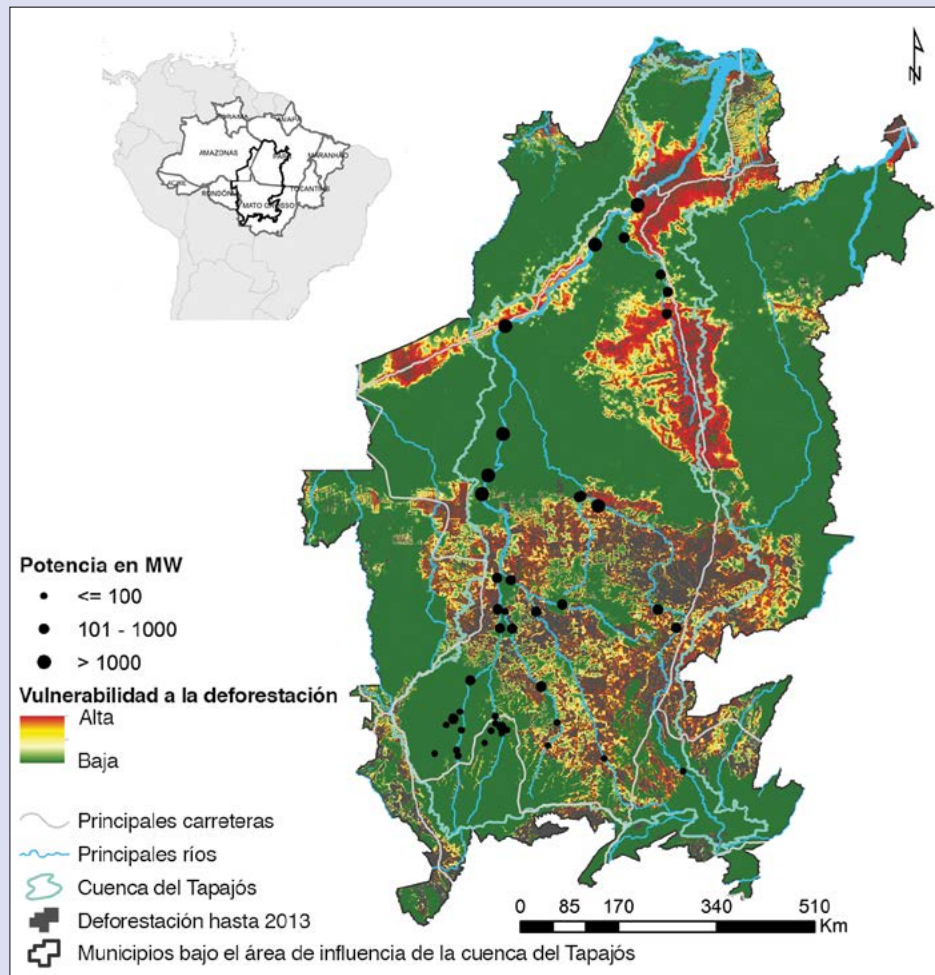
** Exlíder de la Iniciativa Amazonia Viva de WWF (LAI)

1 Un resumen de la evaluación: Alencar, A. A. C. and Pientokowski, W. 2014. Cenários de desmatamento na Área de Influência do Complexo Hidroelétrico do Tapajós. WWF (Iniciativa Amazonia Viva - LAI) y WWF Brasil, e Instituto de Investigación Ambiental de la Amazonia (IPAM). 63 pp.

2 Nota de actualización: Los planes brasileños de 10 años (Planes Decenales de Expansión de la Energía, o PDE») generalmente se revisan cada año. El PDE más reciente, de 2014 (que enumera las represas que se espera que estén en funcionamiento en 2023), excluyó algunas represas que habían sido anteriormente enumeradas, como las de Salto Augusto Baixo (1,461 MW) y São Simão Alto (3,509 MW), que habían sido fuertemente cuestionadas por diversos actores sociales (entre ellos WWF), sobre todo debido a su ubicación, que se solapaba con áreas naturales protegidas y territorios indígenas. Sin embargo, esta evaluación ha tenido en cuenta estos proyectos, ya que podrían ser reintegrados en un futuro PDE.



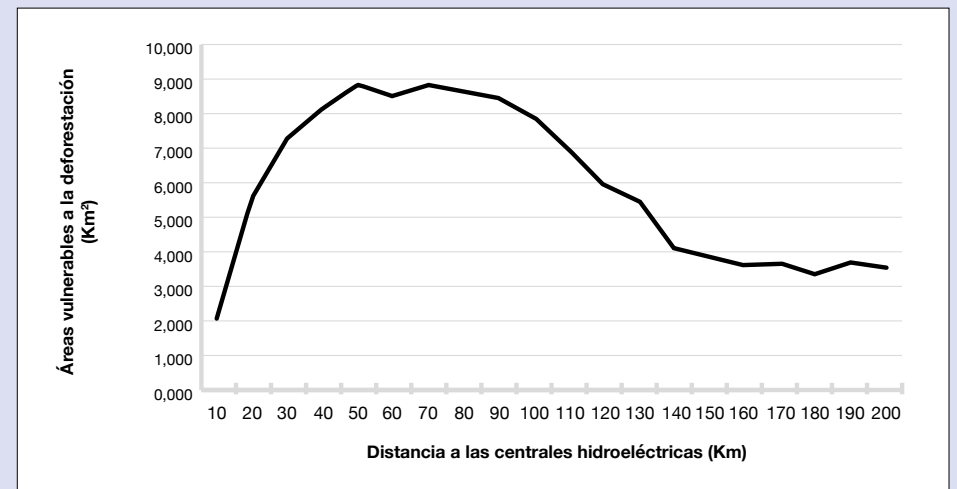
Figura 1. Vulnerabilidad a la deforestación. Las áreas en rojo son altamente vulnerables (área de influencia del Complejo Hidroeléctrico de Tapajós). (Mapa: Valderli Piontekowski/Instituto de Investigación Ambiental de la Amazonia (IPAM).



Con el fin de apoyar una mejor toma de decisiones, se definieron seis escenarios de deforestación hasta 2030 utilizando herramientas espacialmente explícitas. Se basaban en tres escenarios de infraestructura: (i) que no se construyeran proyectos hidroeléctricos y obviamente ninguna otra infraestructura asociada (p. ej., carreteras); (ii) que se construyeran proyectos hidroeléctricos sin infraestructura asociada (carreteras); y (iii) que se construyeran proyectos de energía hidroeléctrica con la influencia adicional de otras obras de infraestructura (como carreteras). Con el fin de comprobar si las áreas protegidas tienen un efecto para frenar la deforestación, para cada una de estas tres opciones de infraestructura centrada en el análisis considera dos escenarios distintos sobre las áreas protegidas : el mantenimiento de las áreas protegidas⁴ existentes en la cuenca y la exclusión de estas áreas protegidas.

4 Para los escenarios de exclusión de áreas protegidas asumimos que solo las unidades de conservación podrían ser excluidos formalmente.

Figura 2. La vulnerabilidad a la deforestación en términos de distancia de las plantas hidroeléctricas.



Tras un análisis de las tasas de deforestación históricas durante dos períodos (2006-2009 y 2010-2013), se tomó la decisión de basar los seis escenarios en los datos para el período 2010- 2013, teniendo en cuenta que ese período más reciente representa mejor las tendencias actuales.



El río Teles Pires se está viendo afectado por la construcción de presas, en el estado de Mato Grosso, Brasil.

La deforestación adicional estimada para los escenarios «con centrales hidroeléctricas» (en comparación con los escenarios «sin centrales hidroeléctricas») corresponde a la deforestación provocada por el desarrollo de la energía hidroeléctrica en la región. Los resultados del análisis para los próximos 17 años (2014-2030) arrojaron un área estimada de deforestación adicional (en comparación con el escenario «sin central hidroeléctrica») de entre 5 000 km² (para el escenario solo con centrales hidroeléctricas + mantenimiento de áreas protegidas) y 11 000 km² (para el escenario más pesimista, es decir, con centrales hidroeléctricas y la inmigración influida por la carretera + eliminación de áreas protegidas) (Figura 3).

Además del aumento de la presión de la deforestación debido a los impactos directos e indirectos, los proyectos hidroeléctricos y su infraestructura asociada también podrían conducir a la degradación, reducción, extinción y reclasificación de las áreas protegidas

existentes (PADDD). Esto induciría una mayor deforestación, pues el análisis de escenarios de este estudio ha demostrado el importante papel de las áreas protegidas para reducir la presión de la deforestación.

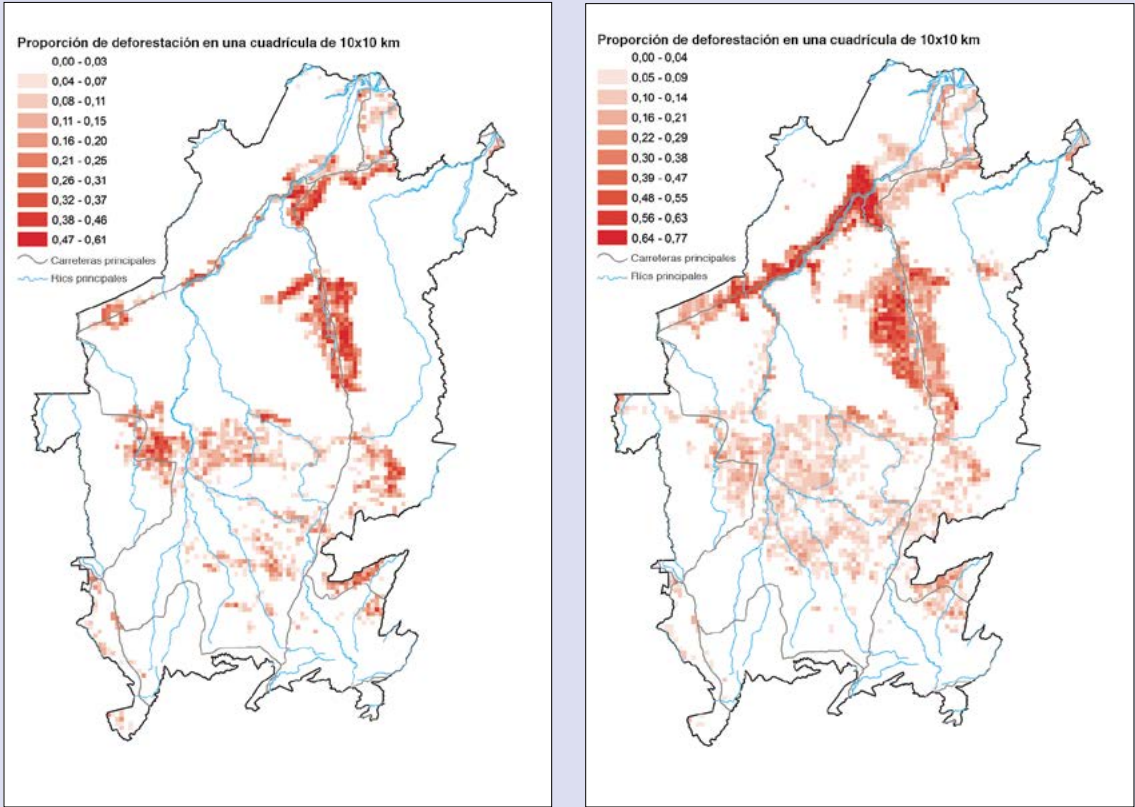


Figura 3. Escenarios de deforestación (hasta 2030): (i) sin proyectos de energía hidroeléctrica y con áreas protegidas (izquierda, «a») y (ii) con proyectos de energía hidroeléctrica e infraestructura asociada (carreteras) y sin áreas protegidas (derecha, «b») (Área de influencia del Complejo Hidroeléctrico de Tapajós). (Mapas: Valderli Piontekowski / Instituto de Investigación Ambiental de la Amazonia - IPAM).

Hasta 2013, aproximadamente el 19 % de los bosques de la cuenca del Tapajós habían sido deforestados. La proyección para el 2030 del escenario más «optimista» o «mejor de los casos posibles» (sin centrales hidroeléctricas y manteniendo las áreas protegidas existentes) es que el área deforestada aumentaría en un 22,56 %. Ese valor aumentaría a 25,56 % con el escenario más «pesimista» o «peor de los casos posibles» (con centrales hidroeléctricas y su infraestructura asociada, como carreteras, y con la exclusión de áreas protegidas). El peor de los casos representa un aumento del 27,8 por ciento respecto a las cifras de 2013 y un aumento del 117,2 % en comparación con el área deforestada en el mejor de los casos (Figura 4).

La ausencia de áreas protegidas se traduciría en un aumento del 62,5 % de la deforestación en comparación con el mejor de los casos, y el mantenimiento de las áreas protegidas significaría una reducción del 32,4 % de la deforestación creada por el peor de los casos.

Hasta 2002, el área total deforestada en la región fue menos de 115 000 km². De 2003 a 2013, hubo un 37 % de aumento respecto a la cantidad total acumulada hasta 2002, llegando a más de 156 000 km². Con base en la proyección de las cifras «con centrales hidroeléctricas» hasta 2030, incluso en el supuesto de que se mantuvieran las áreas protegidas, el área deforestada acumulada alcanzaría los 188 000 km² en los próximos 17 años, un incremento de más del 20 % respecto a 2013 (figura 5).

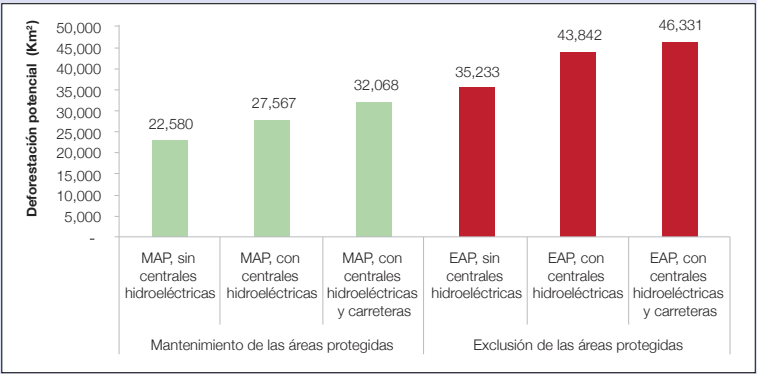


Figura 4. Área potencialmente deforestada entre 2014 y 2030 según las proyecciones de los seis escenarios (área de influencia del Complejo Hidroeléctrico de Tapajós).

Hasta 2002, el área total deforestada en la región fue menos de 115 000 km². De 2003 a 2013, hubo un 37 % de aumento respecto a la cantidad total acumulada hasta 2002, llegando a más de 156 000 km². Con base en la proyección de las cifras «con centrales hidroeléctricas» hasta 2030, incluso en el supuesto de que se mantuvieran las áreas protegidas, el área deforestada acumulada alcanzaría los 188 000 km² en los próximos 17 años, un incremento de más del 20 % respecto a 2013 (figura 5).

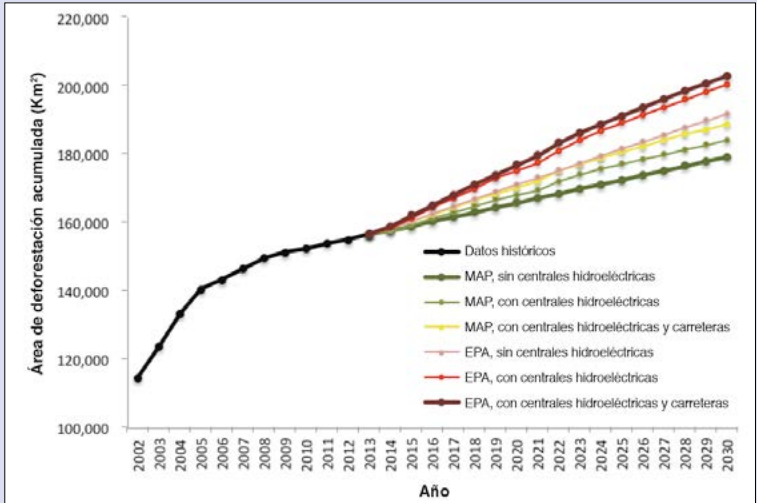


Figura 5. Deforestación acumulada registrada hasta el 2013 y proyecciones en los seis escenarios (MAP significa «mantenimiento de las áreas protegidas»; EPA significa «exclusión de las áreas protegidas») para el 2030 (área de influencia del Complejo Hidroeléctrico de Tapajós).

Sin embargo, esos impactos no afectarán por igual a las subregiones de la cuenca del Tapajós. Es importante tener en cuenta que la historia y las tendencias de la deforestación y la protección en la cuenca son diferentes en cada una de sus partes, y que históricamente la mitad sur ha sufrido mucho más la deforestación. Hay zonas bien conservadas en toda la cuenca, principalmente en el centro y en la zona norte; esto se debe principalmente a la ausencia de vías de acceso y a una mejor cobertura por áreas naturales protegidas y territorios indígenas. Estas son las partes de la cuenca que resultarían potencialmente más afectadas por los impactos indirectos de los proyectos hidroeléctricos, precisamente porque han sufrido una menor degradación hasta la fecha. Además, su grado de vulnerabilidad también tiene en cuenta la tenencia y la designación de tierras. Las dos áreas más vulnerables a la deforestación inducida por el establecimiento del Complejo Hidroeléctrico de Tapajós son el tramo de la carretera Transamazónica entre Jacareacanga y Itaituba, donde la mayoría de la tierra aún no está registrada, y las tierras no registradas al norte de Itaituba, que son susceptibles de deforestación como resultado de la especulación y la apropiación ilegal de la tierra inducidas por la construcción de la central de São Luiz do Tapajós.

FRENTES Y TENDENCIAS DE LA DEFORESTACIÓN EN LA AMAZONIA

Por André S. Dias, Cláudio C. Maretti, Karen Lawrence *et al.**

degradación. De 2001 al 2012 se deforestaron 177 000 km² en el bioma.¹ Durante ese mismo período se produjeron cambios en la dinámica de la deforestación en toda la región amazónica. Pese a una reducción general importante en la tasa de deforestación en la Amazonia brasileña desde 2005, todavía hay partes de la región donde la deforestación y la degradación forestal continúan a un ritmo alarmante. Estas tendencias dejan poco espacio para el optimismo a largo plazo, pues las tasas de deforestación han experimentado un aumento significativo en algunos países y se han abierto nuevas carreteras en áreas que estaban relativamente intactas.

La deforestación de la Amazonia se está desplazando de Brasil hacia los países de la Amazonia andina. Mientras que en 2001 la deforestación en Brasil representaba aún el 81 % de la deforestación total del bioma, en el 2012 se había reducido al 44 %. Por otro lado, hay una tendencia general de aumento de la deforestación en los países amazónicos andinos, de los que Bolivia y Perú muestran tendencias marcadas hacia un aumento de las tasas de deforestación, seguidos a continuación por Colombia. Este cuadro también se refleja en 25 frentes activos de deforestación en la Amazonia (sobre todo en Brasil, Bolivia, Perú, Colombia y Ecuador). Se identificaron otros tres frentes consolidados en los que la deforestación no aumenta mucho, principalmente situados en el «arco de deforestación» de Brasil. Sin embargo, pese a la disminución significativa de la deforestación en la Amazonia brasileña en el último decenio —lo que supone un logro de importancia mundial—, Brasil se mantiene en la parte alta de la lista de países deforestadores. Además, lograr una reducción importante de la deforestación supondrá un reto inmenso, que probablemente requerirá cambios importantes en varias políticas al respecto.

Sin embargo, la Amazonia funciona como una única unidad ecológica y tiene un complejo sistema de interacciones entre sus partes, que son muy interdependientes; si se desestabiliza una parte, eso tiene una influencia significativa en las demás. La lucha contra la deforestación en la región no es una tarea para políticas sectoriales aisladas, como tampoco es una tarea que cada país deba emprender de forma aislada. Es esencial contar con políticas integradas y un plan de acción articulado que busque valorar los bosques en pie en todo el bioma. Los frentes de deforestación transfronterizos —en particular en la frontera entre el noroeste de Brasil y el noreste de Bolivia; la frontera entre Perú y Colombia; y la triple frontera de Brasil, Perú y Bolivia— se han visto potenciados por diversas presiones que tienen respuestas totalmente descoordinados entre los diversos países. Por otra parte, muchos factores impulsores son globales. Algunos impactos que parecen estar localizados en un lugar a veces se dejan sentir en otras partes del bioma y, a menudo, mucho más allá de las fronteras de un único país.

La Amazonia es una región natural compleja, compuesta por una enorme variedad de ecosistemas interdependientes y sumamente importantes, debido a los servicios ecosistémicos que presta, entre los que se cuentan los procesos ecológicos, la biodiversidad y la diversidad cultural. Sin embargo, la región está en una encrucijada, y aunque aún está relativamente bien protegida, está sometida a una creciente presión de



*Transporte fluvial.
Río Aguarico,
Ecuador.*

Aunque muchos factores impulsores de la deforestación a lo largo y ancho de la región amazónica presentan características comunes, la importancia relativa y la naturaleza específica de esas causas varía tanto dentro de los países como entre ellos. Los factores impulsores directos de la deforestación son predominantemente la ganadería extensiva, la especulación del suelo y la agricultura mecanizada a gran escala (sobre todo la soja y, en algunas regiones, la palma aceitera), y en menor medida la agricultura de cultivos ilegales y de subsistencia a pequeña escala. Los siguientes factores también pueden tener impactos directos e indirectos significativos sobre la deforestación: la exploración de petróleo y gas natural; la construcción de carreteras y represas hidroeléctricas; la minería; y otros grandes proyectos de desarrollo de infraestructuras. Sin embargo, más importante que la diferenciación de los factores impulsores individuales, es entender las relaciones entre ellos y sus efectos perversamente sinérgicos.

La creación de accesos —en particular, la construcción de carreteras— es el principal factor subyacente que conduce a la deforestación y que está relacionado con la mayoría de los demás factores impulsores, si no con todos. La fuerte correlación entre la ubicación de los frentes de deforestación y la presencia de carreteras o proyectos de nuevas carreteras hace pensar que en un futuro próximo habrá frentes de deforestación aislados conectados a través de importantes rutas de desarrollo de infraestructuras. Esos frentes se convertirán entonces en ejes de la deforestación, a menos que se produzca un cambio drástico en la política o un hundimiento de los precios mundiales de las materias primas. Hace décadas, el proceso de ocupación de la Amazonia se vio motivado por el hecho de que los gobiernos consideraron la región como un espacio «vacío» que debía desarrollarse y desplegar el potencial productivo de la región. Ahora, y en una escala y con un impacto diferentes, este proceso está estrechamente vinculado con los mercados internacionales y la demanda de materias primas agrícolas, energía (petróleo y energía hidroeléctrica), minerales, etc.

Cálculos aproximados sugieren que la Amazonia podría estar acercándose al 20 % de deforestación con un 20 % adicional debido a la degradación de los bosques. Proyecciones recientes de WWF sugieren que el 27 % del bioma amazónico estará deforestado para el 2030 —el 13 % debido a nueva deforestación— si se extrapola la tasa media de deforestación de los últimos 10 años para cada país amazónico en el futuro. Esto daría lugar a 225 000 kilómetros de deforestación adicional entre 2010 y 2030. Una visión más pesimista del probable impacto de las represas planificadas y de las principales carreteras nuevas, junto con otras presiones, duplica la cantidad de deforestación proyectada². Eso podría significar un total de 480 000 km² deforestados entre 2010 y 2030, o 1 millón de km² en 2050. Otras diversas proyecciones para la Amazonia brasileña varían entre el 25 % y el 40 % de deforestación total esperada en los próximos 5-35 años, con un 24 % de bosques que sufrirían los efectos de la degradación en plazos similares (Coca-Castro *et al.* 2013, Nepstad 2008, Soares-Filho *et al.* 2006).

* Iniciativa Amazonia Viva de WWF (LAI). Basado en Dias *et al.*, 2014, Informe Bosques Vivos: Salvar los bosques en peligro (capítulo 5 del informe, que será publicado próximamente) y Nobre, 2014.

¹ El análisis utiliza datos de cubierta forestal generados por Global Forest Change 2013, con el apoyo de la Universidad de Maryland, College Park. Para Brasil se usaron datos complementarios de PRODES (INPE 2013), y revisiones de la literatura. El ámbito geográfico del análisis es el bioma amazónico, que se define como el área cubierta predominantemente por un denso bosque tropical húmedo, con áreas relativamente pequeñas de sabanas, bosques inundables, pastizales, pantanos y bosques de bambúes y de palmeras.



CONEXIONES NECESARIAS

Los cambios en la cubierta terrestre están degradando cada vez más los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia, alterando la magnitud y el ritmo de los flujos hidrológicos. La agricultura y la ganadería se han expandido enormemente en la región, especialmente en la Amazonia brasileña. La región noroeste del estado de Mato Grosso es una de las zonas amazónicas que sufre presión hacia la deforestación.



IMPACTOS EN LOS ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE

Globalmente, las represas, minas y alteraciones en la cobertura terrestre ya han transformado los ecosistemas de agua dulce hasta tal punto que hoy se parecen muy poco a su estado original y tienen una menor capacidad para proporcionar servicios de los ecosistemas (Malmquist y Rundle 2002, Brauman *et al.* 2007). Las perturbaciones de la conectividad hidrológica están cambiando la estructura y función de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia y la reducción de su capacidad de resistencia a las perturbaciones (Wohl *et al.* 2012). Esos cambios tienen una serie de consecuencias para el transporte de materiales orgánicos e inorgánicos, los ciclos biogeoquímicos, la composición de la comunidad de agua dulce y de productividad. Algunas alteraciones hidrológicas también pueden desencadenar efectos en cascada sobre los procesos ecológicos que deterioran rápidamente la integridad del ecosistema. A continuación se presenta un resumen de los impactos de las alteraciones hidrológicas sobre los procesos físicos y biológicos fundamentales, así como los servicios ecosistémicos proporcionados por los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia.

4.1. PERTURBACIÓN DE LOS PROCESOS FÍSICOS

La biogeoquímica de los ecosistemas de agua dulce se rige principalmente por la hidrología, los aportes terrestres de materia orgánica e inorgánica y la disponibilidad de nutrientes. Los ciclos biogeoquímicos, a su vez, están controlados en buena medida por la biota, la temperatura, la disponibilidad de luz y la química del agua. Todos estos factores varían geográficamente en toda la Amazonia, y los cambios en cualquiera de sus regiones pueden afectar indirectamente a las demás. En las cuencas de clima templado, se ha demostrado una relación entre la conversión de bosques a tierras de cultivo y un aumento del caudal y de la carga de nutrientes, provocando una eutrofización a gran escala (Carpenter *et al.* 1998, Schindler 2006). Sin embargo, poco se sabe acerca de cómo cambios similares afectan a los sistemas tropicales, donde los suelos requieren diferentes regímenes de fertilización y no todos tienen la misma capacidad de retención y circulación de nutrientes. En la cabecera de la cuenca del Xingu, por ejemplo, el uso de fertilizantes en las plantaciones de soja (principalmente fósforo y calcáreo) no ha afectado a las concentraciones de nutrientes en los cursos de agua debido a la alta capacidad de aglutinación de los suelos regionales (Neill *et al.* 2013). Por otro lado, las prácticas de uso de la tierra en la misma región han aumentado el caudal, han degradado los bosques de ribera y han conducido a la creación de miles de pequeños embalses. En conjunto, esas prácticas del uso de la tierra han aumentado la temperatura de los cursos de las cabeceras de las cuencas agrícolas en 2-3 °C, si se comparan con las cuencas forestadas (Hayhoe *et al.* 2011, Macedo *et al.* 2013). Aunque la expansión agrícola tiene diversas repercusiones conocidas para la calidad del agua, se necesita investigar más para entender los efectos acumulativos de los aumentos en el caudal, la

temperatura y el transporte de sedimentos en los ciclos biogeoquímicos en zonas más grandes de la cuenca amazónica.

UNA DE LAS PRINCIPALES PREOCUPACIONES ACERCA DE LAS NUEVAS REPRESAS EN EL RÍO MADEIRA ES QUE REDUCEN DRÁSTICAMENTE LOS APORTES DE SEDIMENTOS DE UNO DE LOS RÍOS MÁS CARGADOS DE SEDIMENTOS DEL MUNDO

La proliferación de embalses (tanto grandes como pequeños) en toda la Amazonia es otro factor que influye en la calidad del agua. Las condiciones anóxicas que suele haber en los embalses son propicias para la transformación biológica (por los microorganismos) de mercurio total (THg) —en parte natural en los suelos y ríos amazónicos y en parte de fuentes antropogénicas— en metilmercurio (MeHg), que es un potente disruptor endocrino (Zhang y Wong 2007, Kasper *et al.* 2014). Por ejemplo, los niveles de MeHg en el agua, el plancton y los peces aguas abajo de la presa de Balbina en el río Uatuma son más altos cuando el agua del embalse está estratificada, porque la estratificación fomenta las condiciones anóxicas necesarias para la metilación (Kasper *et al.* 2014). El mercurio es solo uno de varios microcontaminantes (incluidos los desechos derivados de la extracción de hidrocarburos) que se producen o se acumulan en los embalses, se extienden aguas abajo y se magnifican en las redes alimentarias, haciéndolos particularmente perjudiciales para las principales especies de depredadores y para las personas (Schwarzenbach *et al.* 2006, Ashe 2012, Marinho *et al.* 2014).

La deposición de sedimentos en los embalses retiene el carbono orgánico (C), lo cual reduce las potenciales emisiones de dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄) que normalmente se dan por el procesamiento biológico río abajo (Smith *et al.* 2001). Estos mismos embalses suelen inundar grandes áreas boscosas, provocando la muerte de árboles que al descomponerse producen grandes cantidades de CH₄. Como resultado, se cree que los embalses tropicales tienen grandes concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) en sus capas anóxicas más profundas (Kemenes *et al.* 2007), aunque existen pocas estimaciones fiables sobre la velocidad a que se emiten a la atmósfera. Las estimaciones del embalse hidroeléctrico de Balbina (en el estado brasileño de Amazonas) sugieren unas emisiones anuales del orden de 3 TG C, lo equivalente a la mitad de las emisiones anuales de carbono de la quema de combustibles fósiles en la metrópoli brasileña de São Paulo (Kemenes *et al.* 2007, 2011). No está claro si el almacenamiento de carbono en los sedimentos compensa las emisiones de los embalses de la Amazonia, pero probablemente son productores netos de gases de efecto invernadero y por lo tanto contribuyen a los cambios climáticos globales (St Louis *et al.* 2000, Fearnside 2004, Kemenes *et al.* 2007, 2011).

Las alteraciones hidrológicas afectan al transporte y movilización de sedimentos y al caudal de los ríos, las fuerzas que definen la estructura del río y la geomorfología.

Sin embargo, estos efectos dependen de la escala y del contexto específico. En el caso de la cuenca del Alto Xingu, la cuadruplicación del caudal en las cuencas agrícolas tuvo escasa repercusión en la carga de sedimentos o la morfología de los pequeños arroyos de cabecera. Por el contrario, en la cuenca del río Araguaia, un aumento del 25 % del caudal medio anual debido a los cambios acumulados de la cubierta terrestre aumentó las cargas en el lecho del río y las tasas de sedimentación hasta tal punto que se reestructuró por completo la morfología del río (Latrubesse *et al.* 2009, Coe *et al.*, 2011). En los

LA MAYORÍA DE LAS REPRESAS DE LA AMAZONIA SE CONSTRUYEN EN LOS TRAMOS MEDIOS O ALTOS DE LOS RÍOS, CREANDO EMBALSES QUE AFECTAN A TODOS LOS PECES QUE HABITAN EN LAS PROXIMIDADES, ASÍ COMO A LAS BARRERAS FÍSICAS QUE PUEDAN OBSTRUIR LAS MIGRACIONES A LARGA DISTANCIA DE ALGUNAS ESPECIES DE IMPORTANCIA COMERCIAL

ríos de aguas blancas, una reducción en la carga de sedimentos puede resultar igualmente problemática. Una de las principales preocupaciones acerca de la construcción de nuevas represas en el río Madeira, por ejemplo, es que reducen drásticamente los aportes de sedimentos de uno de los ríos más cargados de sedimentos del mundo, alterando así los sistemas fluviales aguas abajo (Fearnside 2013b).

4.2. PERTURBACIÓN DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS

Debido a que los asentamientos humanos y las actividades de desarrollo se han centrado históricamente en las zonas de ribera y las llanuras de inundación de los arroyos y ríos, han afectado de manera desproporcionada a los bosques inundables en relación con las zonas de montaña. Más del 50 % de los bosques inundables de la Amazonia baja habían sido deforestados en 2008 (Reno *et al.* 2011), en comparación con aproximadamente el 20 % de los bosques de las tierras altas amazónicas. La deforestación de las zonas de ribera reduce la filtración de la materia orgánica e inorgánica terrestre que fluye desde las tierras altas a los ríos y arroyos, disminuyendo la calidad del agua y alterando la producción primaria acuática (Williams *et al.* 1997, Neill *et al.* 2001). En los ríos de aguas blancas, la deforestación en las llanuras de inundación reduce la abundancia de comunidades de plantas C3 que sustentan a las poblaciones de animales herbívoros y detritívoros, así como a las comunidades de macrófitos C4, que proporcionan hábitats de cría para muchas especies acuáticas y son productores esenciales de carbono orgánico (Araujo-Lima *et al.* 1986, Forsberg *et al.* 1993). La deforestación de las riberas también elimina las estructuras que proporcionan hábitats para la biota acuática (por ejemplo, grandes restos de madera) y reduce la sombra de los arroyos, lo que a menudo aumenta la temperatura del agua y la luz solar incidente, que pueden afectar directamente a la composición y metabolismo de las especies (Bojsen y Barriga 2002, Sweeney *et al.* 2004, Macedo *et al.* 2013).

La variabilidad del flujo estacional juega un papel central en la estructuración de los ecosistemas de las llanuras de inundación fluviales, fomentando la selección y la productividad de las especies. Por lo tanto, la perturbación de la dinámica de los flujos naturales puede afectar a los procesos evolutivos, reestructurar las comunidades de plantas y alterar otros procesos de los ecosistemas. Los árboles de los bosques inundables tienen una serie de mecanismos de adaptación para hacer frente al estrés fisiológico causado por las inundaciones estacionales (Haugaasen y Peres 2005). La disminución de los niveles máximos de inundación puede reducir la selección de tales especies resistentes a las inundaciones y así alterar la composición de los bosques inundables (Bayley 1995, Nilsson y Berggren 2000). La reducción de los intercambios laterales entre los canales de los ríos y las llanuras de inundación también disminuye el reciclaje de nutrientes y la productividad biológica asociada, incluyendo la productividad de las plantas C3 y C4 (Nilsson y Berggren 2000). Los estudios realizados en un cuadrante de 1770 000 km² de la cuenca baja del Amazonas indican que las llanuras aluviales producen en torno a 300 Tg de C por año y en general tienen una mayor PPN que los bosques de las tierras altas (Melack *et al.*

2009). Así, la atenuación de los pulsos de inundación puede alterar significativamente la PPN y el balance de carbono regionales. También puede aumentar la frecuencia, la intensidad y el impacto ecológico de los incendios forestales, ya que los bosques inundables carecen de muchos rasgos asociados a la resistencia al fuego y la sequía (Brando *et al.* 2012, Flores *et al.* 2012). Por ejemplo, durante los años de sequía (y por lo tanto con niveles bajos de inundación) de la década de 1990, los incendios que se produjeron en los bosques inundables de aguas negras del medio río Negro provocaron la muerte de más del 90 % de los árboles, con escasos signos de regeneración incluso diez años después (Flores *et al.*, 2012).

Como se muestra en las llanuras de inundación fluviales en general (Jackson y Marmulla 2001) y en la cuenca del Tocantins en particular (Ribeiro *et al.* 1995), las perturbaciones que las represas suponen para la conectividad lateral y longitudinal alteran las migraciones de peces y otros animales de las llanuras de inundación de los ríos. La mayoría de represas en la Amazonia se construyen en los tramos medio o superior de los ríos, creando embalses que afectan a todos los peces que viven en las cercanías, así como barreras físicas que puedan obstruir las migraciones a larga distancia de unas pocas especies de importancia comercial (p. ej., el bagre dorado, *Brachyplatystoma rousseauxii*). Los efectos de las represas sobre los flujos hidrológicos afectan a la conectividad lateral en un área aún más grande. La atenuación de las inundaciones estacionales de los ríos amazónicos perturba la conectividad lateral de las llanuras inundables fluviales mucho más abajo de las represas aguas abajo, lo que restringe el acceso de los peces a alimentos y hábitats de las llanuras de inundación y potencialmente altera la dispersión de los huevos, larvas y crías de peces. Otros grupos de animales (tortugas, delfines, nutrias, etc.) pueden verse igualmente afectados por las alteraciones de la variabilidad del flujo estacional, especialmente por la reducción de los picos de las crecidas. Además de restringir el movimiento de especies, a largo plazo esas alteraciones hidrológicas limitan la dispersión y recolonización tras los fenómenos extremos, lo que aumenta la probabilidad de que se den extinciones biológicas (Hess 1996, Fagan 2002).

Los cambios en la temperatura del agua y la dinámica de sedimentos (normalmente asociados con el represamiento y los cambios en el uso de la tierra) pueden afectar a procesos biológicos fundamentales, como la incubación y el tiempo de desarrollo, la determinación del sexo, las tasas de crecimiento y el metabolismo. Esto es particularmente cierto para los grupos de especies que no pueden regular su temperatura corporal respecto al medio ambiente (*ectotermos estrictos*), como los

LOS CAMBIOS EN LA TEMPERATURA DEL AGUA Y LA DINÁMICA DE SEDIMENTOS (NORMALMENTE ASOCIADOS CON EL REPESAMIENTO Y LOS CAMBIOS EN EL USO DE LA TIERRA) PUEDEN AFECTAR A PROCESOS BIOLÓGICOS FUNDAMENTALES, COMO LA INCUBACIÓN Y EL TIEMPO DE DESARROLLO, LA DETERMINACIÓN DEL SEXO, LAS TASAS DE CRECIMIENTO Y EL METABOLISMO

peces y tortugas de río. Los resultados de la anidación de ciertas especies de tortugas, como la charapa arrau (*Podocnemis expansa*) y la tortuga de manchas amarillas (*Podocnemis unifilis*, terecay o taricaya) dependen directamente de la dinámica y la temperatura de los ríos y del tamaño del grano de los sedimentos en el área de anidación. El tamaño del grano se correlaciona negativamente con el éxito de la eclosión en *P. expansa*, pues los nidos situados en arenas de grano más finos tienen mayores oportunidades de que la anidación llegue a buen fin (Ferreira Júnior y Castro 2010). Del mismo modo, los cambios en la temperatura del agua de incubación pueden afectar a la determinación del sexo de los huevos de tortuga y así cambiar la proporción de sexos con el tiempo (Liublana y Ferreira Júnior 2009).

Al reemplazar el ambiente de agua corriente (hábitats lóticos) por uno parecido a un lago (hábitats lénticos), el almacenamiento de agua en los embalses amenaza a especies endémicas especialistas, favorece a especies generalistas y altera la estructura de la asociación acuática, lo que lleva a una homogeneización biótica y a la reducción de la biodiversidad (Poff *et al.* 1997, Liermann *et al.* 2012). Como consecuencia de ello, los embalses amazónicos a menudo tienen mucha vegetación de macrófitos y están dominados por especies de peces adaptados a condiciones de lago (Junk y Mello 1990, Gunkel *et al.* 2003). En la cuenca del río Araguaia-Tocantins, por ejemplo, la construcción de la represa de Tucuruí condujo al dominio de especies de depredadores y aumentó la abundancia y biomasa de curimatá y del jaraqui (*Prochilodontidae*), que se alimentan de sedimentos (son iliófagos), y del mapará (*Hypophthalmus spp.*), que se alimenta de plancton (Ribeiro *et al.*, 1995). En unos pocos casos, los embalses pueden producir resultados positivos para determinados grupos de especies, al crearles un hábitat adicional. Por ejemplo, 25 años después de su construcción, el embalse de Balbina, de 4 500 km², cuenta con una población de nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) que duplica a la que había antes de la construcción, aunque es cuatro veces menor que la prevista considerando el hábitat disponible (Palmeirim *et al.* 2014), lo cual sugiere que ese hábitat tiene una calidad menor tras la construcción de la represa.

4.3. PERTURBACIÓN DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

La perturbación de la migración de los peces afecta a la productividad de las poblaciones de peces. En particular, la atenuación de las inundaciones estacionales que provocan las represas limita las oportunidades de alimentación y cría en las zonas ribereñas, lo que reduce la producción pesquera (Bayley, 1995). La obstrucción de las migraciones longitudinales debido a las presas ha sido un factor clave del enorme descenso observado en la población de peces diádomos en América del Norte (por ejemplo, del salmón del Atlántico), así como en la cuenca del Araguaia-Tocantins (Tabla 2; Ribeiro *et al.* 1995, Limburgo y Waldman 2009). Se espera que tales perturbaciones migratorias reducirán la producción pesquera de subsistencia y comercial, poniendo en peligro la renta regional y la seguridad alimentaria.



Tabla 2. Comunidades de peces y producción pesquera asociada en la cuenca del río Tocantins tras la construcción de la presa de Tucuruí (adaptado de Ribeiro *et al.* 1995).

En general, se espera que los cambios en el clima y en la cubierta terrestre reduzcan la fiabilidad de las precipitaciones y aumenten la severidad de las sequías y las inundaciones en el futuro (Mahli *et al.* 2007, 2009). Incluso en las regiones donde no se han producido cambios en las precipitaciones totales, los cambios en el calendario de fenómenos de lluvias alterarán drásticamente los flujos hidrológicos, con importantes consecuencias para las personas y los ecosistemas amazónicos. Tales cambios pueden tener impactos negativos en la productividad de los cultivos (Oliveira *et al.* 2013) y el potencial de generación de energía hidroeléctrica (Stickler *et al.* 2013A), lo que podría conllevar complejos efectos en el ámbito del desarrollo. Es decir, una disminución de la previsibilidad de la producción de cultivos y energía podría aumentar la demanda de represas hidroeléctricas y tierras para la agricultura, o promover otros tipos de adaptación al cambio climático.

Región	Comunidad de peces	Producción pesquera
Medio Araguaia-Tocantins	Aumento de iliófagos y carácidos depredadores Los grandes bagres (<i>Brachyplatystoma spp.</i>) pasaron a escasear Se recuperaron las especies de frugívoros y omnívoros	La producción pesquera aumentó en el Tocantins La producción se mantuvo sin cambios en el Araguaia
Embalse	La riqueza de especies (217 especies) no cambió Dominio del omnívoro <i>Parauchenipterus galeatus</i> y disminución del iliófago <i>Curimata spp.</i> Durante la fase de inundaciones Dominio de especies depredadoras y una mayor abundancia y biomasa del iliófago <i>Prochilodontidae</i> y del planctívoro <i>Hypophthalmus spp.</i> tras el represamiento	300 % de aumento en la producción tras el represamiento Especies de depredadores dominan la producción con un 80 %
Bajo Tocantins	La riqueza de especies (190 especies) no cambió 10 especies abundantes se redujeron drásticamente Predominio de especies depredadoras justo debajo de la presa	Disminución del 70 % de la producción poco después de represar Recuperación de la producción en 30 % hasta 1988, pero aún por debajo de los niveles previos a la presa

También es probable que los fenómenos meteorológicos extremos sean cada vez más comunes en el futuro debido a una combinación de cambios en el clima y en la cubierta terrestre. En la Amazonia se han producido algunas sequías regionales graves (en 2005 y 2010), en que los niveles de los ríos han registrado mínimos históricos, alterando el transporte fluvial en algunas partes de la cuenca. Otros años se han dado precipitaciones anormalmente altas (como en 2009 y 2012), que causaron brucas inundaciones y resultaron igualmente dañinas para las economías y los medios de vida regionales, especialmente en la Amazonia occidental. Más recientemente, en 2014, se calcula que hubo 68 000 personas desplazadas por las enormes inundaciones en la Amazonia boliviana,

producto de lluvias anormalmente fuertes y de la deforestación a gran escala en los Andes peruanos y bolivianos.¹⁰ ¹¹ En el otro extremo, la sequía de 2014 en São Paulo (Brasil) secó la hidrovía Tietê, interrumpiendo el transporte de granos desde el sureste de la Amazonia hasta el puerto de Santos (São Paulo, Brasil). Aunque tuvo lugar en la región amazónica, la sequía de São Paulo proporciona pruebas irrefutables de las posibles perturbaciones económicas y conexiones regionales que podrán darse en el futuro debido al cambio climático.¹¹

Además de los impactos ecológicos y económicos antes citados, los factores impulsores de la alteración hidrológica tienen un sinfín de impactos para los humanos. La minería y la construcción de presas, en particular, a menudo provocan migraciones a gran escala que perturban los procesos sociales, con consecuencias para las economías locales, los medios de vida rurales y la salud humana. Entre los costos sociales más directos de la alteración hidrológica que causan las presas se halla el desplazamiento de las personas que residen en las zonas inundadas por los embalses. A nivel mundial, entre 40 y 80 millones de personas se han visto obligadas a abandonar sus tierras debido a las grandes represas (WCD 2000). Aunque se desconoce el número total de personas desplazadas por las represas en la Amazonia, un proyecto hidroeléctrico puede desplazar a decenas de miles de personas de las zonas rurales, entre ellos a grupos indígenas (las estimaciones superan los 35 000 desplazados por la presa de Tucuruí y 19 000 por la de Belo Monte).

Tanto la construcción de presas como el descubrimiento de nuevas reservas minerales pueden atraer a gente a la región, a menudo a zonas rurales remotas, con precarias condiciones de vida y falta de servicios sociales básicos. Tal crecimiento repentino de la población rural fomenta cambios adicionales en el uso del suelo y una ocupación desordenada de la tierra, que pueden generar conflictos de tenencia de la tierra y perpetúan la desigualdad social. Las personas que viven en las cercanías de las minas y presas se enfrentan a diversos riesgos para la salud, como la exposición a enfermedades infecciosas (malaria, esquistosomiasis o dengue) y a sustancias químicas (toxicidad del mercurio, enfermedades respiratorias, envenenamiento por fluoruro) relacionados con los embalses y la extracción de minerales (Switkes 2005, Ashe 2012, Marinho *et al.* 2014). Otros problemas de salud pueden surgir debido a la mala calidad del agua por la contaminación y la falta de saneamiento básico. Los migrantes pueden estar integrados en las economías locales o no estarlo, pero a menudo se quedan en paro una vez que termina la construcción o se agotan las minas.

A la luz de los datos actuales, en algunos ecosistemas de agua dulce de la cuenca del Amazonas se da la peor situación posible. Debido al cambio climático, las alteraciones hidrológicas de las cuencas hidrográficas con muchas presas y cambios generalizados en la cobertura terrestre pueden causar este tipo de perturbaciones graves a la conectividad de agua dulce, que disminuirán en gran medida la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. La degradación de los pequeños riachuelos de cabecera y de las llanuras de inundación fluviales

podría causar una gran pérdida de especies, mientras que las interrupciones de la conectividad de las llanuras de inundación fluviales pueden disminuir la producción de alimentos y el ciclo del carbono.



Vista aérea de un río sinuoso, bosque tropical húmedo amazónico, región de Loreto (Perú).

¹⁰ <http://www.ipsnews.net/2014/04/deforestation-andes-triggers-amazon-tsunami/>

¹¹ Folha de São Paulo (<http://www.estadao.com.br/noticias/impresso,hidrovia-seca-e-transfere-carga-para-caminhoes,1135610,o.htm>).

UN HUMEDAL DE IMPORTANCIA INTERNACIONAL 🌿

La Estrella Fluvial de Inírida es un mosaico de bosques y sabanas y una red de ríos y humedales. Esta importante zona de agua dulce en la frontera entre Colombia y Venezuela es una zona de transición entre las cuencas del Orinoco y el Amazonas y punto de confluencia de cuatro sistemas fluviales diferentes. Tres de ellos —los ríos Atabapo, Guaviare e Inírida— desembocan en el Orinoco, el tercer río más grande del mundo en términos de volumen de agua. Este espectacular paisaje, salpicado de tepuyes y de los variados colores de los diferentes sistemas fluviales, fue declarado sitio Ramsar en julio de 2014. Esa declaración restringe los tipos de usos de la tierra a los que aseguren el mantenimiento de la dinámica ecológica, con lo que se restringe a gran escala la minería y la agroindustria. La Estrella Fluvial de Inírida supone un punto de referencia para un modelo de desarrollo basado en la conservación, y constituye una oportunidad para desarrollar una economía basada en el turismo.



POLÍTICAS VIGENTES

La conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia plantea desafíos únicos para gestionarlos y conservarlos de manera eficaz. La gestión de los factores causantes de la degradación ecológica requiere una coordinación a través de fronteras políticas; una comunicación y resolución de conflictos entre los usuarios del agua tanto aguas arriba como aguas abajo; y una planificación integrada entre diversos gestores de los recursos terrestres y acuáticos. Asimismo, en última instancia, requerirá mecanismos globales para frenar las emisiones de gases de efecto invernadero que conducen al cambio climático. Diversas políticas guardan relación con la conservación de los ecosistemas de agua dulce, como leyes en materia de áreas protegidas, conservación de los bosques en las propiedades privadas, gestión de los recursos hídricos y emisión de licencias ambientales de las represas hidroeléctricas. Sin embargo, esas políticas y las instituciones no se ocupan de toda la gama de factores que causan la alteración hidrológica, dejando a los ecosistemas de agua dulce vulnerables ante la escalada de la degradación en múltiples escalas (Castello *et al.* 2013). Por otra parte, muchas de las políticas existentes solo existen en una pequeña parte de los países amazónicos.

5.1. ÁREAS PROTEGIDAS



Pese a las crecientes amenazas a los ecosistemas terrestres y de agua dulce, la región amazónica goza de un nivel relativamente alto de cubierta forestal y protección de la conservación, y más oportunidades de conservación que otras regiones tropicales (Hansen *et al.* 2013, Jantz *et al.* 2014). Una amplia red de áreas protegidas, incluidas reservas naturales stricto sensu (p. ej., parques nacionales), territorios indígenas y áreas de uso sostenible (por ejemplo, reservas extractivas), cubre ahora aproximadamente el 45 % del bioma (RAISG 2012, Maretti *et al.* 2014).¹² Debido a un sesgo histórico hacia la conservación de la biodiversidad terrestre, gran parte de la red de áreas protegidas ha sido diseñada sobre la base de la biogeografía de algunos taxones, como aves, lagartos, mariposas y plantas leñosas (Peres y Terborgh 1995, Abell *et al.* 2007). Este enfoque en el ecosistema terrestre se utilizó incluso para diseñar el Programa de Áreas Protegidas de la Amazonia (ARPA) de Brasil. La red de áreas protegidas sigue siendo la piedra angular de la conservación de los bosques en la región amazónica, evitando la deforestación y la degradación de los bosques en grandes áreas, aunque su capacidad para proteger los ecosistemas de agua dulce es todavía relativamente limitada.

La red de áreas protegidas de la Amazonia no es suficiente para proteger numerosos importantes ecosistemas de agua dulce, entre ellos llanuras de inundación fluviales, regiones de cabeceras y humedales (Figura 4), y por lo general no tiene en cuenta la conectividad hidrológica. Los ecosistemas de agua dulce de dentro de las áreas protegidas pueden ser vulnerables a amenazas que proceden de fuera de sus fronteras, debido a su estrecha conexión hidrológica

¹² Ver el cuadro de texto Representación Ecológica en Áreas Protegidas de la Amazonia y «paisajes de agua dulce» en la página 76.

con los paisajes de los alrededores (Peres y Terborgh 1995, Pringle 2001, Abell *et al.* 2007, Hansen y DeFries 2007). Por otra parte, las áreas protegidas son cada vez más vulnerables a la degradación, reducción, extinción y reclasificación de áreas protegidas, sobre todo dado el desarrollo hidroeléctrico en la Amazonia (Finer y Jenkins 2012, Bernard *et al.* 2014). Muchas áreas protegidas de la cuenca se solapan con otras designaciones de tierras o se rigen por leyes que permiten la minería, la explotación forestal o el desarrollo hidroeléctrico dentro de sus fronteras (Veríssimo *et al.* 2011). Por ejemplo, pese a proteger una región de cabecera de gran diversidad y a un grupo indígena recientemente contactado (los waorani), la Reserva del Parque Nacional Yasuní de Ecuador —que también es una reserva de la biosfera—, contiene valiosas especies maderables y está situada sobre grandes reservas de crudo, lo que da lugar a diversos conflictos sobre el uso del suelo (Finer *et al.*, 2009).

Del mismo modo, el diseño original de Complejo Hidroeléctrico de Belo Monte, en Brasil, contempla cinco embalses separados dentro de reservas indígenas federales aguas arriba de la represa de Belo Monte. Aunque las autoridades energéticas dicen ahora que las demás presas no se construirán, algunos expertos creen que al final serán necesarias para que la presa funcione a plena capacidad (Stickler *et al.* 2013A). En la cuenca del Tapajós, algunas áreas protegidas ya han sido reducidas para facilitar el desarrollo hidroeléctrico.¹³ Algunas presas propuestas exigirían una mayor reducción o extinción de áreas protegidas y territorios indígenas (como el Parque Nacional Jurueña y las reservas indígenas Kayabi y Munduruku). Aunque los actuales planes energéticos del gobierno no incluyen esa posibilidad, tampoco está completamente descartada. Al mismo tiempo, el Congreso brasileño está debatiendo nuevas leyes (el «Código de la Minería» y una enmienda a la Constitución nacional) que abriría el 10 % de las áreas protegidas de Brasil a la exploración minera y quitaría al ejecutivo el poder para crear nuevas áreas protegidas.



En el Parque Nacional de Jurueña (Brasil).

© Adriano Gambarini/Iniciativa Amazonia Viva de WWF

LA LEGISLACIÓN VIGENTE
OFRECE UNA PROTECCIÓN
INSUFICIENTE PARA
LOS ECOSISTEMAS
DE AGUA DULCE Y NO
LOGRA CONSERVAR
LA ESTRUCTURA
Y LA FUNCIÓN DEL
ECOSISTEMA

5.2. EL CLIMA Y LA POLÍTICA SOBRE EL USO DE LA TIERRA

Aunque la mayoría de los países amazónicos tienen leyes que regulan el uso y la conservación del bosque en tierras públicas (como las áreas protegidas), pocos tienen leyes que regulen la cobertura forestal en las propiedades privadas. El Código Forestal Brasileño y la Ley Forestal y de Fauna Silvestre del Perú constituyen notables excepciones. Pese a las polémicas revisiones aprobadas en 2012, el Código Forestal Brasileño continúa siendo la pieza central de la legislación que regula la conservación y el uso de los bosques en las propiedades privadas, que contienen más de la mitad de remanentes de vegetación nativa del país (Soares-Filho *et al.* 2014). La ley requiere que los propietarios de tierras dentro del bioma amazónico mantengan bosques en el 80 % de su propiedad (35 % en el Cerrado). También designa las zonas de ribera como áreas de preservación permanente (APP), con el objetivo de conservar los bosques de ribera junto a ríos y lagos. La Ley Forestal y de Fauna Silvestre del Perú ofrece una protección similar a las zonas de ribera, que obliga a conservar una zona de protección de 50 metros respecto a las orillas de ríos y lagos. Al conservar esas zonas de protección respecto a los bosques de ribera, ambas leyes protegen los ecosistemas de agua dulce contra los efectos negativos del cambio de la cubierta terrestre (aumento de la escorrentía, contaminación y pérdida de hábitat de ribera). Hasta donde sabemos, no existen leyes equivalentes en otros países amazónicos.

A pesar del potencial de las leyes para mantener la conectividad hidrológica, el cumplimiento del Código Forestal y de la Ley Forestal y de Fauna Silvestre ha sido notoriamente bajo. Se estima que más del 70 % de las propiedades de la cuenca del Alto Xingu (Mato Grosso, Brasil) incumplían las disposiciones del Código Forestal en 2005, en parte debido a que la exigencia legal de mantenimiento de reservas pasó del 50 % al 80 % en 1996, con lo que muchos propietarios pasaron de la noche a la mañana a estar en situación de incumplimiento (Stickler *et al.* 2013b). En el Perú, de la misma manera, las zonas de protección de ribera resultaron tener una anchura media que solo llegaba a la mitad de la exigida legalmente (McClain y Cossio 2003). Una importante razón de esos bajos niveles de cumplimiento de la legislación ha sido un pobre nivel de supervisión y repercusiones legales en los casos de incumplimiento. Por lo general, los países amazónicos tienen limitados recursos humanos y financieros para gestión y el cumplimiento de la ley (Sagar 2000, Oliveira 2002, Veríssimo *et al.* 2011), en particular teniendo en cuenta la enorme zona de la Amazonia que se desea vigilar y supervisar. En muchos casos, los recursos disponibles se dedican a frenar la deforestación, que se percibe como una necesidad más inmediata que la gestión de los ecosistemas de agua dulce (Castello *et al.* 2013). Tales medidas contra la deforestación benefician indirectamente a los ecosistemas de agua dulce, en particular cuando se centran en los bosques de ribera y zonas de cabecera, pero suelen resultar insuficientes si no hay acciones complementarias que aborden directamente las amenazas a los ecosistemas de agua dulce.

Como las tasas de deforestación en la Amazonia se dispararon en la década de 2000, Brasil se convirtió en un laboratorio para varias iniciativas innovadoras

de política pública y privada, que en conjunto redujeron la deforestación brasileña a las tasas más bajas desde que se dio inicio a la supervisión (Nepstad *et al.* 2009, IPEA *et al.* 2011, May *et al.* 2011, Dias *et al.* 2014). Una gran parte del éxito de Brasil en la reducción de la deforestación se atribuye al «Plan de Acción para la Prevención y Control de la Deforestación en la Amazonia Legal» (PPCDAm), una iniciativa transversal que incluyó políticas y programas integrados de varios ministerios y sectores nacionales. Dicho programa ayudó a alcanzar importantes mejoras en la supervisión y el cumplimiento de la ley en diversos niveles, incluyendo acciones específicas centradas en los municipios y en los propietarios de propiedades privadas que deforestaron ilegalmente. Al mismo tiempo, Brasil lanzó su Plan Nacional de Cambio Climático (PNMC) e implementó un programa de Agricultura de Bajo Carbono (ABC), por el que Brasil fijó compromisos para reducir las emisiones de carbono en relación con el uso de la tierra y estableció incentivos (por ejemplo, préstamos a bajo interés) y desincentivos financieros (como restricciones en el acceso al crédito) para reducir la deforestación (IPEA *et al.* 2011, May *et al.* 2011). La expansión de las áreas protegidas y la mejora de la vigilancia y el cumplimiento de las leyes ambientales fueron algunos de los factores más importantes para reducir la deforestación ilegal (Jenkins y Jope 2009, Soares-Filho *et al.* 2010), sobre todo en el sureste de la Amazonia (Nepstad *et al.* 2009, Macedo *et al.*, 2012). Esos esfuerzos nacionales se vieron favorecidos por oscilaciones en los mercados conexos (precios de las materias primas y tipos de cambio); campañas sin ánimo de lucro para boicotear productos producidos en áreas deforestadas ilegalmente; moratorias voluntarias destinadas a restringir el acceso al mercado de la carne de soja producida en tierras deforestadas recientemente; y restricciones de acceso al crédito para los deforestadores ilegales (Nepstad *et al.* 2014).

5.3. GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

La mayoría de los países amazónicos están implementando o revisando la legislación relacionada con la gestión de los recursos hídricos, con el objetivo de garantizar la calidad y cantidad de agua para usos humanos. Esas leyes generalmente se basan en los siguientes principios de gestión integrada de recursos hídricos: (i) el agua es un recurso finito que tiene múltiples usos; (ii) el agua es vulnerable a las actividades humanas; (iii) la gestión debe implementarse a escala de las cuencas de captación, o cuencas hidrográficas; y (iv) la gestión debe estar descentralizada y ser participativa (Setti 2004). La gestión del agua suele aplicarse a través de una estructura institucional jerárquica, que consta de un consejo nacional de recursos hídricos y de comités de cuencas locales, agencias y organizaciones y comunidades de la sociedad civil, pese a que actualmente esas estructuras gozan de escasa implantación en la Amazonia. Cuando existen leyes, suelen considerar que el recurso a gestionar es el agua en sí (H₂O), en lugar de centrarse en los ecosistemas de agua dulce o en sus servicios, con la notable excepción de Colombia, cuya legislación está inserta en un marco más amplio.

Preservar los recursos hídricos para usos humanos es importante en los paisajes cada vez más dominados por el hombre de la Amazonia, pero la

legislación vigente ofrece una protección insuficiente para los ecosistemas de agua dulce y no logra conservar la estructura y función de los ecosistemas. Además, dado que la legislación se aplica por lo general dentro de las fronteras nacionales, suele ignorar la conectividad transfronteriza de los ecosistemas de agua dulce, lo que contradice el principio mismo de la gestión de cuencas a gran escala. Pese a que la legislación de los recursos hídricos abarca muchas cuencas de afluentes del Amazonas (por ejemplo, los ríos Negro, Caquetá-Japurá, Napo, Juruá, Purus y Madeira; Figura 2), la falta de coordinación internacional socava su eficacia potencial en toda la cuenca del Amazonas. Por último, la legislación existente está lejos de ser implementada de manera efectiva dentro de los sistemas nacionales de gestión ambiental. Los recursos financieros y humanos necesarios para la gestión ambiental son limitados en los países amazónicos y suelen usarse para tratar de asuntos ambientales que se perciben como más urgentes (en especial la deforestación).

Colombia es el único país que tiene un marco integral para el manejo de cuencas que se basa en los principios de la gestión integrada de los recursos hídricos antes descrita, que establece que: (i) los humedales, las cabeceras y otros ecosistemas de agua dulce sensibles requieren una protección especial; (ii) la gestión, conservación y restauración de la estructura y función de los ecosistemas de agua dulce trasciende los límites jurisdiccionales y administrativos; (iii) se debe prevenir y controlar cualquier forma de degradación que amenace la integridad de los ecosistemas acuáticos; (iv) se debe tener en cuenta y utilizar toda la información científica y de gestión pertinente y todos los enfoques disponibles; (v) el consumo humano de agua debe tener prioridad sobre todos los demás usos y debe tenerse en cuenta a la hora de tomar decisiones relativas a cuencas enteras; y (vi) todos los costos y las actividades relacionadas son responsabilidad del Estado. Aunque este marco de gestión que tiene en cuenta la cuenca entera es muy adecuado para garantizar el uso sostenible y la conservación de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia, su aplicación efectiva resulta difícil en razón de la escasez de datos sobre muchas cuencas amazónicas, las grandes áreas geográficas afectadas y los limitados recursos que a su aplicación destinan los gobiernos amazónicos.

5.4. LICENCIAMIENTO AMBIENTAL DE LAS REPRESAS

Los procesos de toma de decisiones relacionadas con la construcción de presas hidroeléctricas varían considerablemente en toda la Amazonia. Algunos países tienen protocolos formales que orientan el desarrollo de proyectos hidroeléctricos, mientras que otros (como Bolivia) carecen de ellos por completo. En la Amazonia brasileña y peruana, la construcción de presas hidroeléctricas sigue un proceso de licenciamiento ambiental que tiene como objetivo garantizar que las represas sean económicamente viables y minimizar los impactos ambientales y sociales (Banco Mundial 2008, Balbin y La Rosa 2012). Aunque el proceso de concesión de licencias es similar en ambos países, nos centramos aquí en el proceso del Brasil porque ha sido mejor estudiado. El primer paso en el proceso es un inventario de la cuenca del río, generalmente

seguido de una evaluación de la viabilidad del proyecto propuesto, que debe incluir una detallada evaluación de impacto ambiental (EIA) y un informe de impacto ambiental (RIMA, por sus siglas en portugués) en sus primeras etapas, que a menudo se denominan conjuntamente «EIA-RIMA». El estudio EIA-RIMA suele realizarlo la persona jurídica (u organismo) interesado en presentar una oferta para el proyecto propuesto. Su objetivo es (o debería ser) servir de base para una buena decisión gracias a la evaluación de todas las opciones, en particular la ubicación y el tipo de presa, las estrategias de gestión y la opción de no construir la presa. El proceso de aprobación del EIA-RIMA incluye audiencias públicas en la zona afectada y análisis técnicos realizados por el organismo correspondiente. En conjunto, estos pueden requerir cambios en los documentos, incluyendo la elaboración de un plan para reducir al mínimo los impactos ambientales o sociales identificados. Una vez concluido, el organismo correspondiente aprueba o deniega el EIA-RIMA. Si se aprueba, se emiten licencias previas para permitir que las empresas puedan presentar ofertas para la otorga del contrato de construcción. A continuación, las empresas deben obtener una licencia de instalación para iniciar la construcción y, posteriormente, una licencia de explotación para generar energía.

Vistos superficialmente, los procedimientos de concesión de licencias ambientales parecen justos, técnicamente sólidos y capaces de conciliar las necesidades sociales, económicas y ambientales. Sin embargo, numerosas deficiencias fundamentales en el proceso han permitido la construcción en la Amazonia de muchas represas hidroeléctricas mal diseñadas. En general, las propuestas de proyectos tienden a centrarse en las necesidades energéticas, ignorando con frecuencia los impactos sobre los usos alternativos de agua, los caudales ecológicos y las poblaciones locales. No hay un proceso inclusivo realizado a escala de toda la cuenca para la evaluación estratégica de los impactos de un proyecto (positivos y negativos), la evaluación de los impactos acumulativos o un debate público sobre las opciones alternativas. Como las propuestas iniciales se centran casi exclusivamente en el potencial de generación de energía, a las agencias no les resulta fácil realizar aportes significativos antes de que los proyectos obtengan un impulso político. Como consecuencia de ello, las medidas para mitigar los impactos sociales y ambientales están mal diseñadas y suelen ser ineficaces.

La necesidad de energía eléctrica en la Amazonia es indiscutible, pero el proceso de licenciamiento ambiental tradicionalmente ha priorizado los beneficios económicos y los intereses sociales (aunque a menudo no los de la población local) a expensas de los ecosistemas de agua dulce (La Rovere y Mendes 2000, Switkes 2002, 2007, Fearnside 2013A). Estas deficiencias minan la capacidad del proceso de licenciamiento ambiental de Brasil para equilibrar los impactos económicos, sociales y ambientales típicos de grandes proyectos de infraestructura. Aquí, examinaremos tres de las principales deficiencias de este proceso. En primer lugar, el proceso de licenciamiento ambiental solo es obligatorio para represas hidroeléctricas de una capacidad instalada de producción energética de más de 10 MW, mientras que las de capacidad igual o menor están exentas de cualquier tipo de proceso de toma de decisiones racional, basado en datos y público. Más de la mitad (unas 90)

LOS EFECTOS
ACUMULATIVOS DE
MUCHAS PRESAS
PEQUEÑAS PUEDEN
SUPERAR LOS
DE PRESAS MÁS
GRANDES

de las presas operativas en la cuenca del Amazonas tiene una capacidad instalada de 10 MW o menos, en comparación con las 64 presas que poseen una capacidad superior a 10 MW (Castello *et al.* 2013). Aunque los impactos individuales de las grandes represas pueden ser mayores que los de las presas pequeñas, en algunos paisajes los efectos acumulativos de muchas pequeñas presas pueden superar los impactos de las presas más grandes.

En segundo lugar, la preparación de la documentación del EIA-RIMA está plagada de conflictos de intereses. Estos documentos los elaboran empresas de consultoría contratadas directamente por las empresas constructoras, las cuales ofrecen incentivos económicos a quienes realizan estudios que minimicen los impactos negativos. Las empresas constructoras suelen controlar los documentos del EIA-RIMA, con la consiguiente falta de transparencia y la posibilidad de que se corrompan los resultados. Los contratos especifican que las empresas de construcción son las dueñas de todos los datos y que el contenido de los informes y publicaciones está sujeto a su aprobación. No escasean las pruebas de la falta de imparcialidad de los estudios de EIA-RIMA. Varios estudios han demostrado que los documentos del EIA-RIMA suelen limitar su alcance, abordan solo los impactos inmediatos de las presas, se basan en la colección de especies y en medidas de los hábitats en lugar de guiarse por hipótesis y a menudo se basan en una información errónea. En consecuencia, los estudios de EIA-RIMA con frecuencia subestiman los impactos ambientales y sociales, si tenemos en cuenta los que se observan tras la construcción de las presas (Kacowicz 1985, Magalhaes 1990, Fearnside 2001, Switkes 2002, Fearnside 2005, Fearnside 2014).



© Denise Oliveira/Iniciativa Amazonia Viva de WWF

La construcción de carreteras continúa a una escala y un ritmo nunca antes vistos en la región amazónica. Carretera en el departamento de Sucumbíos (Ecuador)

Por último, el proceso de licenciamiento ambiental puede sufrir presiones externas. La historia del licenciamiento ambiental muestra que en algunos casos los proyectos simplemente son secuestrados por los organismos federales o mediante mecanismos legales (como la ley n° 8437, de 30 de junio de 1992) que permiten que los jueces intervengan y anulen el proceso. De esa manera, tanto personas físicas como jurídicas han podido influir en el curso del proceso, presumiblemente para obtener beneficios políticos o económicos,

sin incurrir en los costos ambientales y sociales asociados. A modo de ejemplo, pese a los graves impactos de las represas de Santo Antonio y Jirau en el río Madeira, de Brasil, «se tomó la decisión de construir las presas antes de que se evaluaran los impactos y el proceso de licenciamiento continuó debido a presiones políticas, pese a las preocupaciones planteadas por el personal técnico de la oficina de licenciamiento» (Fearnside 2014).

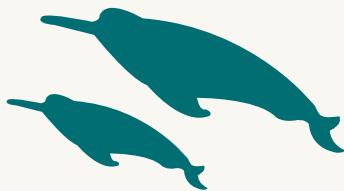
En 1998, los fondos para la construcción de la represa de Tucuruí-II se liberaron antes de que se concluyera el EIA (Indriunas 1998). Más recientemente, en 2004, el gobierno brasileño implementó una legislación que permitía al Congreso Nacional autorizar la construcción de la represa de Belo Monte a la espera de la aprobación de los estudios ambientales y de viabilidad (Fearnside 2006).

5.5. LAGUNAS EN LAS POLÍTICAS VIGENTES

Las políticas existentes brindan una protección insuficiente a los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia, en gran medida porque no pueden conservar la estructura y la función de los ecosistemas e ignoran la conectividad hidrológica más allá de las fronteras jurisdiccionales. Esas lagunas se ven agravadas por el hecho de que las políticas tienden a tener objetivos fragmentados, centrándose sobre todo en los ecosistemas terrestres, en el agua para uso humano o en la producción de energía. Esa fragmentación aumenta la probabilidad de degradación de los ecosistemas de agua dulce y crea confusión entre los usuarios y los administradores.

Por ejemplo, la ley ambiental brasileña (artículo 4 de la Ley 6938 de 31 de agosto de 1981) establece la necesidad de preservar y restaurar los recursos naturales y busca garantizar el uso sostenible, la disponibilidad permanente y el mantenimiento de las condiciones ecológicas naturales. La ley energética brasileña (artículo 1 de la Ley 9478 de 6 de agosto de 1997) establece la necesidad de proteger el medio ambiente y considerar fuentes alternativas de energía. Aunque estas leyes parten del principio de que el gobierno debe garantizar el uso sostenible y la conservación de los ecosistemas de agua dulce y considerar alternativas energéticas a la hora de expedir licencias para presas, eso raramente sucede.

El hecho de que el conjunto de políticas existente haya contribuido a lograr un control parcial de la deforestación en la Amazonia (Nepstad *et al.* 2014) parece indicar que en ocasiones incluso las políticas fragmentadas pueden funcionar, pero la experiencia indica que los marcos amplios de políticas son más eficaces. Por ejemplo, 30 años de experiencia regulando el uso del agua en Europa a través de políticas inconexas condujeron a la elaboración de la Directiva marco sobre el agua de la Unión Europea, que representa una mejora importante respecto a las políticas previas (Kallis y Butler 2001). Dicho marco normativo unificado abarca a 27 países y fue fundado a partir de objetivos sobre ecosistemas y procesos de planificación a la escala de las cuencas hidrográficas. Tras ese éxito, la Amazonia podría beneficiarse enormemente de la elaboración de un marco general de política para gestionar y conservar los ecosistemas de agua dulce.



LA AMAZONIA
PODRÍA
BENEFICIARSE
ENORMEMENTE DE
LA ELABORACIÓN
DE UN MARCO
GENERAL DE
POLÍTICA PARA
GESTIONAR Y
CONSERVAR LOS
ECOSISTEMAS DE
AGUA DULCE

LA PROTECCIÓN DE LA REPRESENTACIÓN ECOLÓGICA EN LA AMAZONIA Y LOS «PAISAJES DE AGUA DULCE»

Por Cláudio C. Maretti

La Amazonia es una región que los gobiernos y las sociedades locales, nacionales y globales deben conservar. La gran diversidad de la Amazonia implica una gran responsabilidad, ya que esta región se enfrenta a una multitud de amenazas derivadas del desarrollo económico insostenible. Las áreas protegidas (AP) son el mecanismo más conocido para conservar los ecosistemas, para las personas y para el planeta. El principal valor que las AP amazónicas proporcionan a las sociedades de todo el mundo es

garantizar el núcleo de un complejo sistema interdependiente más amplio, que ofrece servicios de los ecosistemas, como la regulación del agua y del clima. Para las poblaciones que viven en las áreas protegidas o en sus alrededores, así como para los propios países amazónicos, a esas áreas tienen una importancia económica y de subsistencia directa.

En 2013, la superficie bajo protección en la Amazonia era significativa, con 390 áreas protegidas, lo que representa el 25 % del bioma amazónico, totalizando 1,67 millones km².¹ El área de la Amazonia bajo protección aumentó paulatinamente de 1960 a 1988, con períodos de crecimiento lento y otros con saltos notables en la cobertura total (en torno a 1990 y 2006). Por desgracia, el ritmo de designación de AP ha disminuido desde finales de la década pasada, y está prácticamente parado desde el 2000. Más preocupante aún es que el aumento de la intensidad de los factores causantes de la pérdida de hábitats en varios frentes está provocando que las AP naturales, los territorios indígenas (TI) y otras áreas similares sufran cada vez una mayor presión, con un aumento de la frecuencia de intentos de reducirlos o degradarlos. No obstante, algunas debilidades vienen «de dentro», como un mal diseño —en particular el hecho de no representar adecuadamente los ecosistemas de agua dulce—, una mala gestión, conflictos y falta de integración en los paisajes y las políticas.

Gracias al creciente reconocimiento de los derechos de los pueblos indígenas (PI) y su contribución positiva a la conservación de la naturaleza, los territorios indígenas (TI) se consideran cada vez más un mecanismo eficaz para conservar los ecosistemas amazónicos, en paralelo a su función principal de garantizar los derechos de los pueblos indígenas sobre sus tierras ancestrales. Los TI también pueden contribuir a la conservación de la naturaleza, y las lecciones de sus cosmogonías ofrecen una oportunidad de volver a conectar con la naturaleza.

Pero no se han respetado los derechos de todos los pueblos indígenas y de otras comunidades locales, y no todos sus territorios se han reconocido, demarcado y aplicado debidamente. En 2010 había 3043 TI y áreas similares dentro del bioma amazónico (no todas ellos oficialmente reconocidos), con un total de

¹ La superficie total bajo protección aquí considerada incluye las áreas protegidas en los sistemas nacionales, en su mayoría legalmente definidas y bajo administración gubernamental. También incluye algunas categorías de AP que permiten la co-gestión con las comunidades locales, así como AP subnacionales (sobre todo a nivel estatal) que están clara y fuertemente integradas en los sistemas nacionales. Las AP de nivel local (municipales) se excluyeron del análisis, al igual que las áreas de conservación privadas y voluntarias. En todos los casos, la definición se basó en las categorías de gestión más bien que en las AP específicas.



© Adriano Gambarini / Iniciativa Amazonia Viva de WWF

Este pequeño primate se registró por primera vez en la Amazonia brasileña durante una expedición organizada por WWF Brasil en 2010. Los estudios confirmaron que el titi de Milton (Callicebus miltoni) es una nueva especie.

casi 2080000 km². Estas áreas representan el 31,1 % de la Amazonia.²

A pesar de la aparentemente amplia cobertura de AP en la región amazónica, la representación ecológica del bioma amazónico es insuficiente, tanto si se considera toda la región como si tomamos en cuenta los sistemas nacionales de AP. Los gobiernos, WWF y sus socios recomiendan un objetivo mínimo del 30 % del bioma amazónico con una buena representación ecológica, gestión eficaz, conectividad ecológica, integración en el paisaje y equidad. Eso garantizaría mantener un área esencial para la prestación ininterrumpida de servicios ecosistémicos para la región, el continente y el mundo.³ Aunque las ecorregiones terrestres proporcionan una buena primera imagen de la representación de los ecosistemas para la biodiversidad terrestre las unidades heterogéneas

de agua dulce —en adelante denominados «paisajes de agua dulce»— son necesarios para evaluar mejor la situación de los ecosistemas de agua dulce⁴ y servir de base de información para las decisiones de política nacionales y regionales. El 39 % de los 312 paisajes de agua dulce amazónicos no están representados en AP, mientras que el 22 % no están representados ni en áreas protegidas ni en territorios indígenas. Solo 65 paisajes de agua dulce (el 21 %) tienen más del 30 % de su extensión dentro de AP. Pero si tenemos en cuenta las AP y los TI en su conjunto, casi la mitad de ellos tienen más del 30 % de su extensión protegida. Los paisajes de agua dulce menos protegidos están ubicados principalmente en las zonas periféricas de la Amazonia, en concreto en los estados brasileños de Pará y Mato Grosso y en parte de la Amazonia andina (mayor pendiente elevación) a lo largo de ríos y de llanuras de inundación de los ríos más importantes, en particular la cuenca del Negro, así como en zonas de Guyana y Venezuela (véase el mapa). Desafortunadamente, las áreas que no están tan bien protegidas suelen coincidir con las que están más degradadas o sometidas a una mayor presión. Esto pone de relieve la urgencia de aplicar medidas de protección antes de que se pierda para siempre la diversidad biológica de esas zonas.

Los sistemas de AP naturales representan una «red de seguridad de la biodiversidad» de la Amazonia. Las redes y bloques de AP bien diseñadas y bien administradas mejoran la capacidad de resistencia de la región a los impactos anticipados del cambio climático. Al mismo tiempo, el reconocimiento de los derechos y territorios de los PI representa la «línea de referencia ética» para respetar y salvaguardar la herencia étnica y cultural de la Amazonia, así como la mejora de los logros de conservación debidos a las AP. Sin embargo, en varios países amazónicos, no dejan de crecer las amenazas sobre áreas fundamentales para la adaptación al cambio climático. La deforestación, el desarrollo hidroeléctrico y los nuevos proyectos de infraestructuras viales están afectando no solo a los ecosistemas, sino que también están poniendo en peligro la integridad física y legal de las áreas protegidas y los territorios indígenas.

² Aquí se utiliza un enfoque «no restrictivo» para definir los TI, incluyendo muchas denominaciones o tipos de TI y áreas similares. Aunque la mayoría de las áreas son TI reconocidos por los gobiernos, hay un número significativo de áreas propuestas pero que aún no han sido reconocidas.

³ Este objetivo no debe ser entendido como el 30 % de las especies o el 30 % de los ecosistemas, sino como el mejor intento posible (utilizando proxies) para proteger una muestra ecológicamente representativa de toda la biodiversidad amazónica. Esto debe ir acompañado de esfuerzos para mantener los procesos ecosistémicos y los flujos de agua dulce entre el 60 % y el 70 % de la Amazonia, así como alcanzar una deforestación neta cero para el año 2020. También supone un área de conversión máxima del 20 % con el fin de mantener la regional estabilidad climática.

⁴ A los efectos de este análisis, se consideraron en primer lugar los ecosistemas terrestres. En segundo lugar, con el fin de proporcionar una evaluación mejor de la representación ecológica, fuimos más en detalles y definimos sistemas heterogéneos de agua dulce —«paisajes de agua dulce»—, basados en características tales como la hidrología, la altitud, la vegetación y la biogeografía, entre otros. Este protocolo produjo 312 unidades de paisajes de agua dulce. (Hay más información en Maretti *et al.* 2014; Anexo 2. Suplemento Técnico.)

TAPAJÓS: PLANIFICACIÓN INTEGRADA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Por Paula Hanna Valdujo*, Mario Barroso Ramos Neto*, Sidney Tadeu Rodrigues**, Mariana da Silva Soares*, Paulo Petry*** y Pedro Bara Neto****

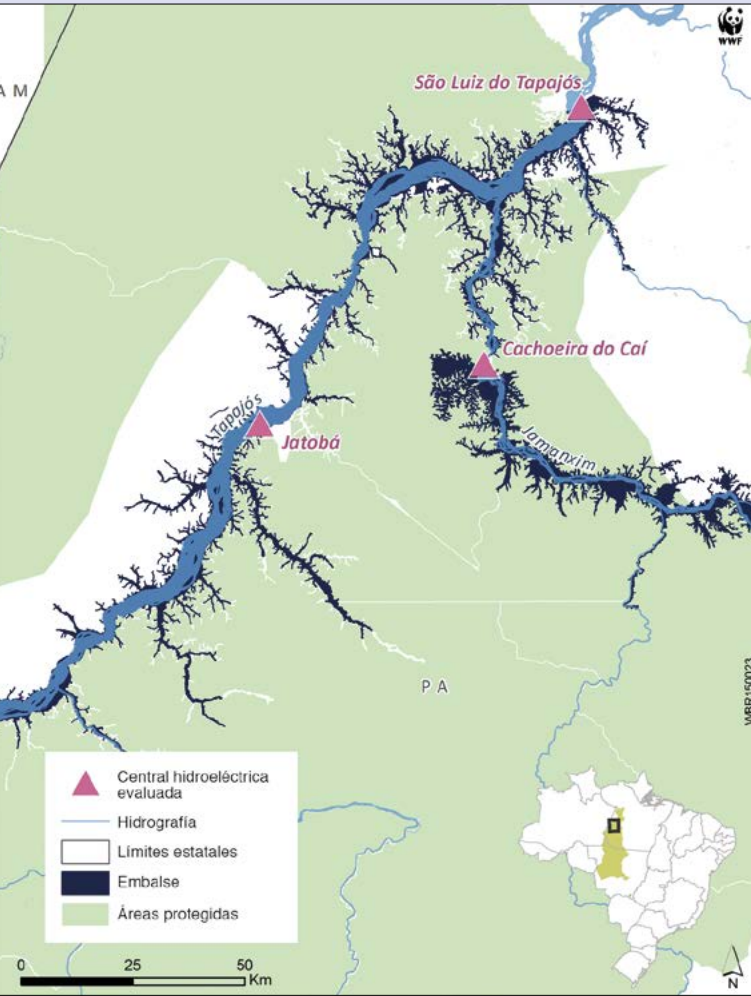


Figura 1. Previsión de embalses para las centrales hidroeléctricas evaluadas de São Luiz do Tapajós, Jatobá y Cachoeira do Caí (parte) en los ríos Tapajós y Jamanxim, en áreas protegidas.

La cuenca del río Tapajós abarca casi 500 000 km² de los estados brasileños de Mato Grosso, Pará, Amazonas y una pequeña porción de Rondônia.

Situada en el arco de la deforestación de la Amazonia brasileña, la cuenca está cubierta por un mosaico de áreas utilizadas intensivamente para actividades como la agricultura (en el sur) y la ganadería (en el centro), atravesadas por dos carreteras principales, la BR-163 (Cuiabá-Santarém) y la BR-230 (Transamazônica). Además, algunas zonas de difícil acceso están cubiertas de bosques naturales y vegetación de campo, parte de los cuales se encuentran dentro de áreas protegidas y territorios indígenas.

Las áreas protegidas ubicadas en la cuenca del Tapajós protegen grandes franjas de territorio y reducen el avance de la deforestación en la región. Casi el 40 % de la cuenca está designado como áreas protegidas (AP) y territorios indígenas (TI). Entre ellas hay nueve áreas protegidas de protección integral y 20 áreas protegidas de uso sostenible, que suman casi el 22 % de la cuenca, y 30 territorios indígenas, que abarcan el 17,9 % de la cuenca.¹

Los principales afluentes del Tapajós son los ríos Jamanxim, Crepori, Teles Pires y Juruena. El Teles Pires es actualmente el río más fuertemente afectado por los proyectos de energía hidroeléctrica: se están construyendo dos plantas (Teles Pires y Colíder) y a otras dos ya se les han aceptado los estudios de viabilidad (São Manoel y Sinop), al tiempo que otra central está en fase de estudio. En total, se evaluaron 44 centrales hidroeléctricas² de tamaño medio y grande en los ríos Tapajós, Jamanxim, Juruena y Teles Pires

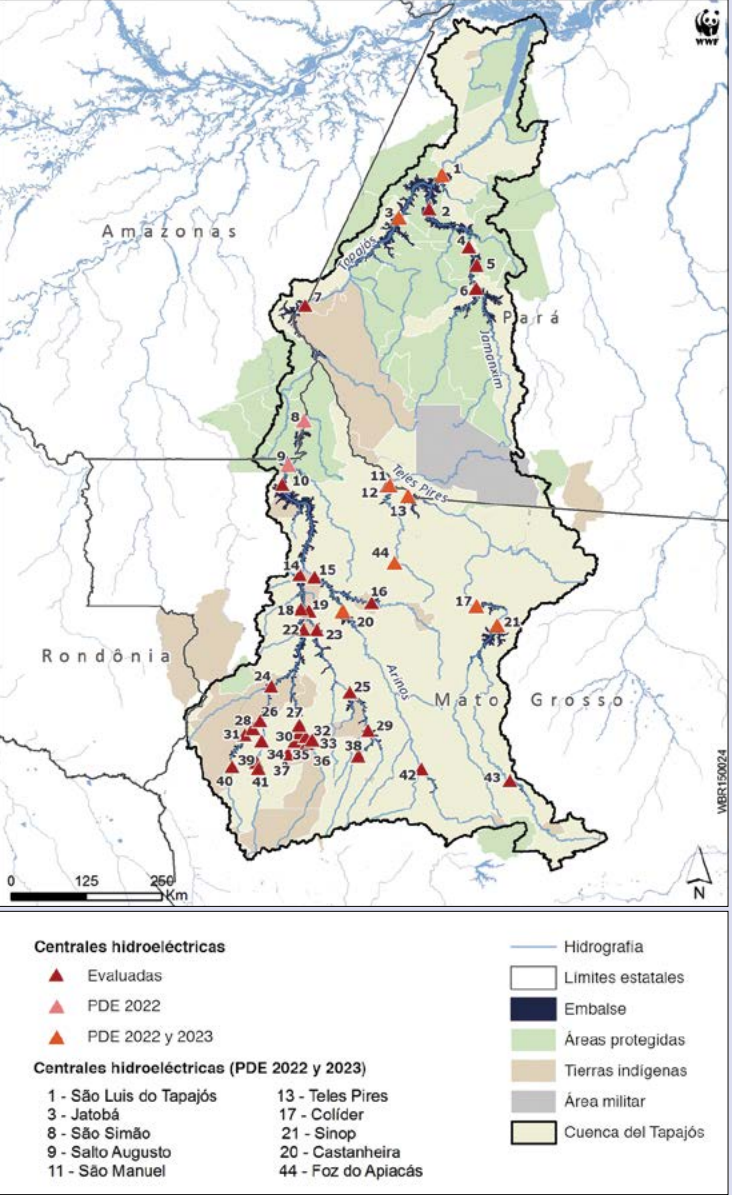


Figura 2. Centrales hidroeléctricas inventariadas en los ríos de la cuenca del Tapajós, con indicación de las que se prevé que entren en operación en 2023

integrada, teniendo en cuenta la representatividad del actual sistema de AP para garantizar la protección de las especies, los ecosistemas y los servicios ambientales. Se utilizó un enfoque de planificación sistemática de la conservación (SCP), con la aplicación de herramientas de apoyo para la toma de decisiones para determinar las áreas prioritarias para la conservación, teniendo en cuenta la integridad ecológica y la conectividad de los ecosistemas entre los ríos y las llanuras aluviales y los bosques.

y en sus afluentes, ocho de las cuales están programadas para entrar en operación en 2023, en el marco del actual Plan Decenal de Expansión (PDE).³ La mayoría de las plantas previstas o evaluadas afectan a áreas protegidas o territorios indígenas de alguna manera, ya sea por inundar ecosistemas dentro de áreas protegidas o por modificar el caudal de los ríos debido a la construcción de presas aguas arriba de las áreas protegidas.

Para evaluar los impactos acumulativos de los proyectos inventariados en la cuenca, la Empresa de Investigación Energética de Brasil (EPE), el Ministerio brasileño de Medio Ambiente (MMA) y WWF Brasil llevaron a cabo estudios paralelos, con pequeñas diferencias en el enfoque, pero usando las mismas bases de datos y herramientas, y que obtuvieron al final resultados muy similares. Los estudios realizados por WWF se diferenciaron principalmente por incluir la cuenca del río Teles Pires, que el MMA y la EPE excluyeron en sus estudios. La información sobre la biodiversidad de la cuenca se obtuvo a partir de datos oficiales y consultando la literatura científica, así como realizando talleres con expertos en biodiversidad de la Amazonia para identificar metas y fijar objetivos de conservación (hábitats y especies) para la cuenca.⁴ Estos talleres fueron organizados por el MMA y la EPE, y contaron con el apoyo técnico de WWF Brasil.

El estudio realizado por el Laboratorio de Ecología del Paisaje (LEP) de WWF Brasil, como parte de la estrategia de la Iniciativa Amazonia Viva de WWF, incluye como parte de sus principios una orientación para planificar la conservación de la biodiversidad de una manera global e

METODOLOGÍA

Biodiversidad

Entre las especies tratadas se encuentran especies raras, en peligro de extinción y endémicas de la Amazonia que se sabe que están presentes en la cuenca del Tapajós, así como especies de ámbito restringido y de ribera, entre ellas 46 especies de aves, 17 de mamíferos y 37 de peces.⁵ Todas las especies fueron sugeridas por expertos durante dos talleres organizados por el MMA y la EPE. Los datos sobre la ocurrencia de cada especie que obtuvieron de la literatura especializada, en particular de artículos científicos y de planes de gestión de áreas protegidas, y fueron complementados con datos que ofrecieron los expertos.

Como no se habían tomado muestras generales en la cuenca del río Tapajós para ningún grupo taxonómico, se elaboraron modelos de distribución de especies (MDE) para todas las especies seleccionadas de aves y mamíferos. Los peces ya habían sido cartografiados por los expertos y al respecto había material complementario en Nogueira *et al.* 2010. Los MDE se llevaron a cabo utilizando el software Maxent⁶ con predictores que describían la topografía y el clima. Las variables topográficas —la elevación y la pendiente— se descargaron de EROS-USGS⁷ y las climáticas de WorldClim.⁸ Se incluyeron las siguientes variables bioclimáticas: precipitaciones anuales, isothermalidad, temperatura máxima del mes más cálido, oscilación media diaria, temperatura media del trimestre más cálido, temperatura media del trimestre más húmedo, temperatura mínima del mes más frío, precipitación del trimestre más frío, precipitación del mes más seco, precipitación del trimestre más cálido, precipitación del mes más lluvioso, estacionalidad de las precipitaciones, oscilación térmica anual y estacionalidad de la temperatura.

Se cartografiaron los hábitats clave y se utilizaron como sustitutos de los grupos funcionales de organismos acuáticos, tales como quelonios y peces, aunque también pueden actuar como *proxies* de otros organismos. Para tomar en cuenta los sitios de anidación de tortugas, se cartografiaron bancos de arena a lo largo de los principales ríos. Para los ciclos de vida de los peces migratorios, se cartografiaron rápidos, rocas, islas y meandros abandonados. Todos los hábitats se cartografiaron mediante la interpretación visual de imágenes Landsat e imágenes de alta calidad proporcionadas por Google Earth.

Integridad ecológica

Las imágenes Landsat se descargaron de la página web del Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales (INPE), y correspondían al año 2011 y a toda el área de estudio, con un total de 34 cuadrantes. Las imágenes fueron georreferenciadas para imágenes GeoCover.⁹ Para cada cuadrante, se llevó a cabo una clasificación supervisada y una interpretación visual para definir las clases de uso de la tierra o cubierta terrestre. Los resultados se compararon con las clases de tierras TerraClass para definir los usos de la tierra.¹⁰ Se identificaron las siguientes clases: agricultura, pastos, minería,

zonas urbanas, carreteras pavimentadas, caminos sin pavimentar, cultivos de regadío y agricultura industrializada. Para tener en cuenta los impactos sobre los ecosistemas de agua dulce, cada amenaza se dividió en dos grupos, que representan un impacto directo (< 1 km de cualquier río) o un impacto indirecto (> 1 km de cualquier río) sobre los ecosistemas de agua dulce.

Se calculó un índice de riesgo ecológico (ERI) para cada unidad de planificación, utilizando la frecuencia con que se daba cada amenaza; el impacto de la amenaza, que se denomina *severidad*; y una medición adicional del impacto, la sensibilidad, para dar cuenta de las idiosincrasias regionales. Esta medición adicional se basa en la suposición de que los hábitats de distintos puntos de la cuenca difieren en clima, cubierta vegetal y erosionabilidad del suelo, y esas diferencias se reflejan en la sensibilidad a las amenazas. Por ejemplo, una zona de alta erosionabilidad se verá más afectada por un camino de tierra que una zona de baja erosionabilidad. Mientras que la severidad es un atributo de las amenazas relacionadas entre sí, la sensibilidad es un atributo de la región, en relación con cada amenaza.

Las amenazas a la biodiversidad y a la conservación de agua dulce fueron identificadas por los expertos durante un taller. Tras compilar una lista de las principales amenazas, cada experto clasificó la severidad (impacto previsto) de las amenazas en relación con los seis aspectos que representan la integridad ecológica: calidad del agua, calidad del hábitat, conectividad, régimen hidrológico, interacciones bióticas y fuentes de energía. Las amenazas de bajo impacto se clasificaron como 1, las de impacto medio como 2 y las de mayor impacto como 3.

Del mismo modo, los expertos propusieron un rango de sensibilidad de las distintas regiones para cada amenaza, a saber: dos clases de clima (cálido y húmedo, o estacional), tres clases de erosionabilidad (baja, media y alta) y tres clases de hidrología (cabeceras, río principal y afluentes). Las clases climáticas siguen la clasificación oficial del IBGE.¹¹ Las clases de erosionabilidad se definieron mediante la superposición de mapas de tipo de suelo y de pendiente: seleccionamos suelos altamente erosionables (a saber, gleisoles y neosuelos) y los clasificaron según las clases de pendiente: baja (< 5 %), intermedia (5-12 %) o alta (> 12 %).

La frecuencia se calculó por la intersección de las unidades de planificación con los mapas de uso del suelo. Para cada unidad de planificación se calculó la magnitud de cada una de las 14 amenazas y se aplicó un procedimiento de separaciones naturales para clasificar las unidades de planificación en una de estas tres clases para cada amenaza: de baja frecuencia, de frecuencia intermedia o de alta frecuencia.

A partir de los índices de severidad, sensibilidad y frecuencia, se calculó el ERI-t para cada amenaza, y ERI-c, el índice compuesto.¹² Calculamos el ERI-t en cada unidad de planificación multiplicando las puntuaciones de severidad, sensibilidad y frecuencia para cada amenaza. Este procedimiento genera una descripción categórica espacialmente explícita de cada amenaza individual. A continuación, se calcula el ERI-c sumando todos los valores de los ERI-t en cada unidad de planificación y se reajusta a 0, 1, 2 o 3.

Conectividad

Se tuvieron en cuenta los aspectos longitudinales y laterales de la conectividad. Para representar la conectividad longitudinal, se seleccionaron unidades de planificación a lo largo de los cursos de los ríos, de manera que las partes conectadas de los ríos se seleccionaran como

¹¹ Nimer 1979, actualizado en 2002 por la Dirección de Geociencias, Coordinación de Recursos Naturales y Estudios Ambientales del Instituto Brasileiro de Geografía y Estadística (IBGE).

¹² Ver Mattson y Angermeier, 2007.



una prioridad para la conservación, maximizando la persistencia de las especies migratorias y de la dinámica del flujo natural de nutrientes y sedimentos. Para representar la conectividad lateral, se utilizó una cartografía de los humedales,¹³ en que estos se incluían como objetivos de conservación y como criterios de conectividad en el proceso de selección de la zona.

Identificación de áreas prioritarias

Se identificaron las áreas prioritarias para la conservación utilizando el algoritmo de Marxan, que combina todas las capas de información (biodiversidad, integridad ecológica y conectividad) y busca una solución optimizada de áreas complementarias respecto al actual sistema de AP. Como objetivos de conservación se tomaron especies, hábitats acuáticos y ecosistemas. El resultado del análisis de la integridad ecológica se utilizó como una superficie de costo, y la información sobre la conectividad longitudinal y lateral compuso la superficie de borde.



- 1. Corredor del Juruena
- 2. Conexión del TI del río Papagayo
- 3. Interfluvio de los ríos Arinos/Rio do Sangue
- 4. Bajo río Teles Pires
- 5. Interfluvio de los ríos Peixe/Apiacás
- 6. Sierra do Cachimbo
- 7. Conexión entre el PE (parque estatal) de Cristalino y la RB (reserva biológica) Nascentes do Cachimbo
- 8. Las llanuras de inundación del río Tapajós

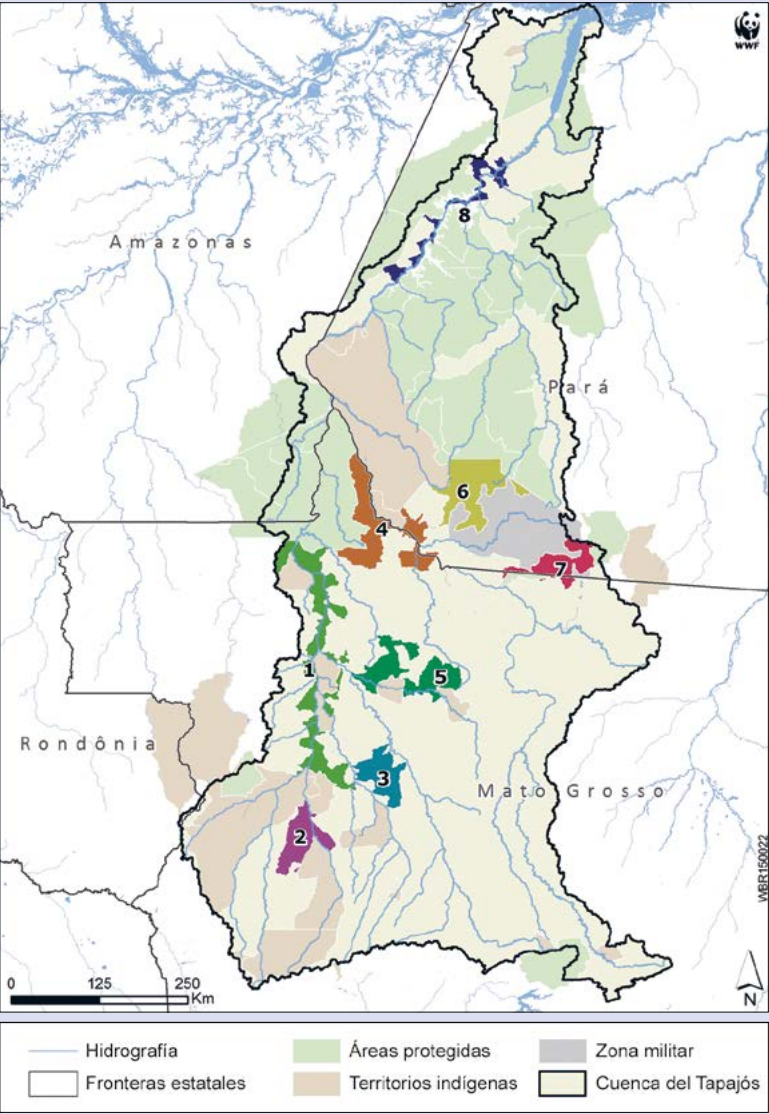


Figura 3: Áreas prioritarias para complementar la actual red de áreas protegidas de la cuenca del Tapajós.

13 Hess et al. 2003.

RESULTADOS

Para maximizar la persistencia de las especies, ecosistemas y servicios ecosistémicos de la cuenca del Tapajós, destacan ocho áreas por su alto valor de biodiversidad, calidad del medio ambiente y potencial para complementar y conectar el actual sistema de áreas protegidas, que suman aproximadamente 43 800 km².

Corredor de Juruena (10035km²): zona de alto valor para la biodiversidad acuática y terrestre, que incluye especies migratorias de peces y especies de aves en peligro de extinción, como la rara tangara picuda (*Conothraupis mesoleuca*), que está en peligro de extinción y habita en los humedales del Cerrado por las cabeceras del río Juruena. La gran diversidad de hábitats acuáticos, tales como lagunas marginales, humedales y rápidos, permite una alta diversidad de especies acuáticas. Esta importante área conecta el Parque Nacional de Juruena, los *igarapés* (brazos de río) del parque estatal de Juruena y otras áreas protegidas pertenecientes al mosaico Apui, así como los territorios indígenas de Escondido, Japuirá y Erikpatsá en el Juruena medio, a un bloque formado por seis territorios indígenas del alto Juruena, lo que permite mantener los procesos naturales que dependen de la dinámica entre aguas abajo y aguas arriba. Una parte de la zona está muy fragmentada, por lo que requiere que se tomen medidas urgentes para restaurar las áreas de protección permanente (bosques de galería y humedales) con el fin de garantizar la persistencia a largo plazo de la biodiversidad y de los procesos naturales.

Conexión entre territorios indígenas a lo largo del río Papagayo (3650 km²): Zona de transición entre los biomas Cerrado y Amazonas, cubierta con formaciones únicas que no están representadas de manera satisfactoria dentro de las AP, tales como pastizales y *campinaranas* en los ríos Buriti, Papagaio y Saué-Uiná.

Interfluvio de los ríos Arinos/Rio do Sangue (3439km²): Esta área abarca fragmentos de vegetación natural de la orilla derecha del río Sangue y la margen izquierda del río Arinos.

Bajo Teles Pires (7 425 km²): Área clave para el mantenimiento de la conectividad de los territorios indígenas Munduruku y Cayabi con el Parque Nacional de Juruena, protegiendo el único tramo libre del río Teles Pires aguas abajo del Apiacás, lo que permite conexiones con los ríos Juruena, Tapajós y Amazonas.

Interfluvio de los ríos Peixe/Apiacás (5 930 km²): Una de las pocas áreas restantes de vegetación natural en el interfluvio entre la margen derecha del río Juruena y la margen izquierda del río Teles Pires. Conecta los territorios indígenas de Apiacá-Kayabi y Batelão a lo largo del río Peixe, incluyendo también las cabeceras del Apiacás.

Serra do Cachimbo (6 148 km²): Zona continua a lo largo del bloque áreas protegidas del Tapajós y Jamanxim, al sur del Parque Nacional de Río Novo y del Bosque Nacional Jamanxim. Tiene una gran diversidad de tipos de vegetación, incluyendo bosque ombrófilo, bosque estacional, sabana y áreas de transición. La mayor parte de la zona está dentro del campo de pruebas Brigadeiro Velloso de la Fuerza Aérea Brasileña.

Conexión entre el parque estatal Cristalino y la reserva biológica Nascentes do Cachimbo (3389km²): También está dentro del campo de pruebas Brigadeiro Velloso propiedad de la Fuerza Aérea. El área resaltada forma un corredor entre dos importantes áreas protegidas de la región: el parque estatal Cristalino y la reserva biológica Nascentes do Cachimbo.

Llanuras de inundación del río Tapajós (3761 km²): Esta área fue abierta a la explotación a través de la Ley 12.678/2012¹⁴, a pesar de la alta calidad ambiental. Está amenazada por el potencial aumento de la deforestación inducido por la carretera Transamazónica y las centrales hidroeléctricas previstas en el río Tapajós.

CONCLUSIONES:

- El Juruena y los ecosistemas asociados tienen una gran importancia para la biodiversidad y debe conservarse como un río de flujo libre para maximizar la persistencia de especies, ecosistemas y servicios ecosistémicos.
- El impacto de reducir o abrir a la explotación áreas protegidas debe evaluarse en función de las especies, hábitats y ecosistemas afectados y no solo en vista de la extensión de la zona que ya no se proteja, tanto para contar con una evaluación precisa de los impactos como para asegurar que las pérdidas se compensan adecuadamente. La reclasificación de áreas protegidas en la cuenca del río Tapajós ha aumentado la vulnerabilidad de los ecosistemas de humedales únicos de la región y ha tenido efectos que no han sido compensados por las áreas terrestres protegidas.
- La persistencia de la biodiversidad y los procesos ecológicos en la cuenca del Tapajós depende de una planificación integrada de las acciones de conservación con el fin de priorizar el mantenimiento de la conectividad longitudinal y lateral de los ecosistemas de agua dulce. Para lograrlo se requiere la protección de áreas adicionales, ya sea a través de las áreas protegidas y la restauración de las áreas protegidas permanentes deforestadas o mediante incentivos para la compensación ambiental en las áreas prioritarias identificadas.
- Los estudios de factibilidad y de impacto ambiental realizados para centrales plantas de producción energética deben tener en cuenta los efectos acumulativos y sinérgicos con los de otros proyectos llevados a cabo en la cuenca del Tapajós, ya que las evaluaciones ambientales integrales analizaron aisladamente los ríos Tapajós, Juruena y Teles Pires.
- Debido a su alto impacto sobre las áreas protegidas, las centrales de São Simão, Salto Augusto y Chacorão deben descartarse y excluirse definitivamente del PDE y de los estudios de viabilidad para la cuenca.

AGRADECIMIENTOS

Este texto, escrito por Paula Hanna Valdujo, representa la culminación de muchos años de trabajo, que ha contado con la colaboración de numerosas organizaciones. Muchas otras personas han cooperado en el trabajo (a través de WWF) durante estos últimos años, ya fuera en la definición de la estrategia amazónica, en la metodología para la planificación sistemática de la conservación de la Amazonia o en el desarrollo de la estrategia de trabajo en materia de infraestructura y energía. Habiendo llegado a la implantación del caso del Tapajós aquí presentado, este trabajo fue llevado a cabo por el Laboratorio de Ecología del Paisaje (LEP) de WWF Brasil [1], como parte del marco de aplicación de la estrategia de la Iniciativa Amazonia Viva de la red WWF [2], y en colaboración con TNC [3]. La coordinación y otras partes importantes de este trabajo contaron con una coordinación más significativa de Mário Barroso [1], Sidney T. Rodrigues [1], Pedro Bara N. [2], Paulo Petry [3] y Mariana Soares [1], por parte de WWF; desde el Ministerio de Medio Ambiente (MMA) brasileño, los

14 <http://www.planalto.gov.br/ccivil03/Ato2011-2014/2012/Lei/L12678.htm>.

principales participantes fueron Luciane Lourenço, Bianca Mattos, Maurício Fabra y Fábio Ricarte; por parte de la Empresa de Investigación Energética del Ministerio de Minas y Energía de Brasil (MME), participaron Hermani de Moraes Vieira, Verónica Gomes, Gustavo Schmidt y Elisangela Almeida. Muchos investigadores han proporcionado datos para el estudio, entre ellos: Marcelo Bassols Raseira (CEPAM/ICMBio), José Senhorini (CEPTA/ICMBio), Zuleica Castilhos (CETEM), Mauro Lambert (IBGE), Hellen Cano (IBGE), Vera F. da Silva (INPA), Luiza Magalli Henriques (INPA), Jansen Zuanon (INPA), Efrem Ferreira (INPA), William Ernest Magnusson (INPA), Vidal Mansano (JBRJ), Sérgio Vaz (MNRJ), José de Souza Junior (MPEG), André Ravetta (MPEG), Alexandre Aleixo (MPEG), Ronaldo Borges Barthem (MPEG), Teresa Cristina Avila-Pires (MPEG), Leandro Valle Ferreira (MPEG), Carlos Freitas (UFAM), Célia Regina Soares (UNEMAT), Flávio Lima (UNICAMP), Alexandre Persequillo (USP), Carlos Ernesto Candia-Gallardo (USP) y Luis Fábio da Silveira (USP).

BIBLIOGRAFÍA

Hess, L. L., J. M. Melack, E. M. L. M. Novo, C. C. F. Barbosa, and M. Gastil 2003. Dual-season mapping of wetland flooding and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment* 87:404-428.

Hijmans, R. J. *et al.* 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.

Mattson, K. M. and P. L. Angermeler. 2007. Integrating human impacts and ecological Integrity Into a risk-based protocol for conservation planning. *Environmental Management* 39:125-138.

MME 2014. Plano Decenal de Expansão de Energia 2023.

Nimer, E. 1979. Um modelo metodológico de classificação de climas. *Revista Brasileira de Geografia*, Rio de Janeiro. 41: p. 59-89.

Nogueira, C., P. A. Backup, N. A. Menezes, O. T. Oyakawa, T. P. Kasecker, M. B. Ramos Neto and J. M.C. da Silva. 2010. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *PloS ONE* 5:e11390.

Phillips, S. J. *et al.* 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.

UICN 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Available from http://cmsdata.lucn.org/downloads/guidelines_for_applying_protected_area_management_categories.pdf.

WWF-Brasíl. (s/d). *Hidrelétricas na bacia do Tapajós*, http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/reducao_de_impactos2/lep/tapajos. (Web page with interactive map, organized by WWF- Brazil's Landscape Ecology Lab as part of the implementation of the strategy for the WWF network's Living Amazon Initiative.)



© Zlg Koch / WWF

Río Juruena y rápidos de Salto Augusto en el área protegida Parque Nacional de Juruena (Brasil).

Tabla 1. Áreas protegidas *lato sensu* de la cuenca del río **Tapajós** (utilizadas en la planificación sistemática de la conservación)¹⁵

Nombre nacional	Tipo o categoría (en español)	Categoría internacional ¹⁶	Observaciones legales, de gobernanza o de gestión(grupos legales brasileños ¹⁷ ; mosaicos oficiales; nivel ¹⁸ ; relaciones comunitarias, privadas o económicas)	Área
Estación Ecológica Iquê	Estación ecológica	Ia	Área de protección integral; nivel nacional; tierra pública	2 159,71
Parque Estatal Cristalino	Parque estatal	II	Área de protección integral; estatal; tierra pública	590,00
Parque Estatal Igarapés do Jurueña	Parque estatal	II	Área de protección integral; estatal; tierra pública	2 238,92
Parque Estatal Sucunduri	Parque estatal	II	Área de protección integral; parte del mosaico de Apuí ¹⁹ ; estatal; tierra pública	7 957,71
Parque Nacional de la Amazonia	Parque nacional	II	Área de protección integral; nacional; tierra pública	10 662,08
Parque Nacional de Jamanxim	Parque nacional	II	Área de protección integral; nacional; tierra pública	8 599,01
Parque Nacional de Jurueña	Parque nacional	II	Área de protección integral; nacional; tierra pública	19 582,04
Parque Nacional de Rio Novo	Parque nacional	II	Área de protección integral; nacional; tierra pública	5 381,57
Reserva Biológica Nascentes Serra do Cachimbo	Reserva biológica	Ia	Área de protección integral; nacional; tierra pública	3 421,92
Área de Protección Ambiental Cabecera del Río Cuiabá	Área de protección ambiental	V	Reserva de uso sostenible; estatal; no (necesariamente) tierras públicas ; permite actividades económicas	4 732,12
Área de Protección Ambiental del Salto Magessi	Área de protección ambiental	V	Reserva de uso sostenible; estatal; no (necesariamente) tierras públicas ; permite actividades económicas	78,45
Área de Protección Ambiental del Tapajós	Área de protección ambiental	V	Reserva de uso sostenible; nacional; no (necesariamente) tierras públicas ; permite actividades económicas	20 403,10
Bosque Estatal de Apuí	Bosque estatal	VI	Reserva de uso sostenible; parte del mosaico de Apuí; estatal; permite manejo forestal industrial; tierra pública	1 826,93
Bosque Estatal de Sucunduri	Bosque estatal	VI	Reserva de uso sostenible; parte del mosaico de Apuí; estatal; permite manejo forestal industrial; tierra pública	4 810,00
Bosque Nacional de Altamira	Bosque nacional	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; permite manejo forestal industrial ; tierra pública	7 249,66
Bosque Nacional de Itaituba I	Bosque nacional	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; permite manejo forestal industrial; tierra pública	2 129,91
Bosque Nacional de Itaituba II	Bosque nacional	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; permite manejo forestal industrial; tierra pública	3 987,79
Bosque Nacional de Tapajós	Bosque nacional	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; permite manejo forestal industrial; tierra pública	5 306,21
Bosque Nacional de Amaná	Bosque nacional	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; permite manejo forestal industrial; tierra pública	5 395,71
Bosque Nacional de Crepori	Bosque nacional	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; permite manejo forestal industrial; tierra pública	7 403,96
Bosque Nacional de Jamanxim	Bosque nacional	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; permite manejo forestal industrial; tierra pública	13 016,83
Bosque Nacional de Trairão	Bosque nacional	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; permite manejo forestal industrial; tierra pública	2 575,26
Reserva de Desarrollo Sostenible de Bararati	Reserva de desarrollo sostenible	VI	Reserva de uso sostenible; parte del mosaico de Apuí; estatal; cogestión con las comunidades locales; permite tierras privadas en ciertas circunstancias	1 108,00

15 Según la base de datos CNUC/MMA y la información recogida por WWF Brasil, complementada con declaraciones de Cláudio Maretti.

16 Mosaico Oficial de Áreas Naturales Protegidas Estatales.

17 Según la información proporcionada por la Empresa de Investigación Energética (EPE). Además de los impactos indirectos en otras áreas protegidas, en los pueblos indígenas y las comunidades locales de las proximidades.

18 Año de entrada en operación, según el Plan de Expansión Decenal 2013-2023 (aprobado en 2014).

Nombre nacional	Tipo o categoría (en español)	Categoría internacional ¹⁶	Observaciones legales, de gobernanza o de gestión(grupos legales brasileños ¹⁷ ; mosaicos oficiales; nivel ¹⁸ ; relaciones comunitarias, privadas o económicas)	Área
Reserva Extractiva de Riozinho do Anfrísio	Reserva extractiva	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; cogestión con las comunidades locales; tierra pública	7 361,35
Reserva extractiva de Tapajós-Arapiuns	Reserva extractiva	VI	Reserva de uso sostenible; nacional; cogestión con las comunidades locales	6 744,44
Reserva Privada del Patrimonio Cristalino I	Reserva privada (del patrimonio natural)	IV	Reserva de uso sostenible; estatal; propiedad y gestión privadas (oficialmente reconocida)	24,51
Reserva Privada del Patrimonio Cristalino II	Reserva privada (del patrimonio natural)	IV	Reserva de uso sostenible; estatal; propiedad y gestión privadas (oficialmente reconocida)	16,17
Reserva Privada del Patrimonio Natural Fazenda Loanda	Reserva privada (del patrimonio natural)	IV	Reserva de uso sostenible; estatal; propiedad y gestión privadas (oficialmente reconocida)	5,15
Reserva Privada del Patrimonio Natural Peugeot-ONF-Brasil	Reserva privada (del patrimonio natural)	IV	Reserva de uso sostenible; estatal; propiedad y gestión privadas (oficialmente reconocida)	17,60
Territorio Indígena Manoki	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	2 519,42
Territorio Indígena Ponte de Pedra	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	169,65
Territorio Indígena Uirapuru	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	216,64
Territorio Indígena Estação Parecis	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	21,71
Territorio Indígena Menkû	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	1 464,41
Territorio Indígena Batelão	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	1 171,39
Territorio Indígena Maró	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	423,89
Territorio Indígena Munduruku-Taquara	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	253,14
Territorio Indígena Bragança-Marituba	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	135,10
Territorio Indígena Apiaká do Pontal y Aislados	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	9 827,44
Territorio Indígena Praia do Índio	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	0,32
Territorio Indígena Praia do Mangue	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	0,32
Territorio Indígena Apiaká-Kayabi	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	1 096,24
Territorio Indígena Bakairi	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	626,60
Territorio Indígena Enawenê-Nawê	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	7 458,96
Territorio Indígena Erikpatsá	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	813,86
Territorio Indígena Escondido	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	1 688,38
Territorio Indígena Irantxe	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	455,55
Territorio Indígena Japuira	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	1 544,84
Territorio Indígena Japuira	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	703,25
Territorio Indígena Cayabi	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	1 108,33

Nombre nacional	Tipo o categoría (en español)	Categoría internacional ¹⁶	Observaciones legales, de gobernanza o de gestión(grupos legales brasileños ¹⁷ ; mosaicos oficiales; nivel ¹⁸ ; relaciones comunitarias, privadas o económicas)	Área
Territorio Indígena Menkü	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	449,95
Territorio Indígena Munduruku	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	23 860,02
Territorio Indígena Nambikwara	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	10 100,52
Territorio Indígena Panará	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	4 989,53
Territorio Indígena Paresi	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	5 625,57
Territorio Indígena Parque do Aripuanã	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	16 007,85
Territorio Indígena Pirineus de Souza	Territorio indígena	no I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	284,55
Territorio Indígena Rio Formoso	Territorio Indígena	not I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	200,90
Territorio Indígena Sai-Cinza	Territorio Indígena	not I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	1 249,53
Territorio Indígena Santana	Territorio Indígena	not I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	358,47
Territorio Indígena Tirecatinga	Territorio Indígena	not I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	1 304,79
Territorio Indígena Utiariti	Territorio Indígena	not I-VI	Para uso exclusivo de los pueblos indígenas; nacional; tierra pública	4 097,94

Tabla 2. Represas hidroeléctricas analizadas en la cuenca del río Tapajós, año previsto de entrada en de operación, generación de electricidad, zona inundada y posibles impactos directos (usados en la planificación sistemática de la conservación).¹⁹

Nº (Mapa)	Nombre de la represa hidroeléctrica	Río	Potencia (MW)	Área del embalse (km²)	Año ²⁰	Áreas de protección natural o territorios indígenas afectados
1	São Luiz do Tapajós	Tapajós	8,040	732,42	2020	PN Amazonia ²¹ ; BN Itaituba I and II ²²
2	Cachoeira do Caí	Jamanxim	802	519,72		PN Jamanxim; BN Itaituba I and II
3	Jatobá	Tapajós	2,338	648,75	2021	BN Itaituba; APA Tapajós
4	Jamanxim	Jamanxim	881	83,60		PN Jamanxim PN
5	Cachoeira dos Patos	Jamanxim	528	124,15		PN Jamanxim; APA Tapajós ²³
6	Jardim do Ouro	Jamanxim	227	445,50		BN Jamanxim
7	Chacorão	Tapajós	3,336	625,27		PN Juruena
						TI Munduruku ²⁴
8	São Simão Alto	Juruena	3,509	281,00		PN Juruena; PE Sucunduri ²⁵ ; PE Igarapés do Juruena

¹⁹ Según la información proporcionada por la Empresa de Investigación Energética (EPE). Además de los impactos indirectos en otras áreas protegidas, en los pueblos indígenas y las comunidades locales de las proximidades.

²⁰ Año de entrada en operación, según el Plan de Expansión Decenal 2013-2023 (aprobado en 2014).

²¹ “PN: parque nacional («parque nacional»).

²² “BN: bosque nacional («floresta nacional»).

²³ “APA: área de protección ambiental («área de proteção ambiental»).

²⁴ “TI: territorio indígena («terra indígena»).

²⁵ “PE: parque estatal («parque estadual»).

Nº (Mapa)	Nombre de la represa hidroeléctrica	Río	Potencia (MW)	Área del embalse (km²)	Año ²⁰	Áreas de protección natural o territorios indígenas afectados
						TI Apiaká do Pontal y Aislados
9	Salto Augusto Baixo	Juruena	1,461	125,25		PN Juruena; PE Igarapés do Juruena
						TI Apiaká do Pontal y Aislados
10	Escondido	Juruena	1,248	1 103,41		TI Escondido
11	São Manoel	Teles Pires	700	57,08	2018	–
12	Foz do Apiacás	Apiacás	275	79,04		–
13	Teles Pires	Teles Pires	1,819	145,85	2015	–
14	Tucumã	Juruena	510	219,97		TI Japuira; TI Erikpatsá
15	Travessão dos Índios	Arinos	252	258,98		TI Japuira
16	Apiaká-Kayabi	Peixe	206	32,96		TI Apiaká-Kayabi
17	Colider	Teles Pires	300	12 334	2015	
18	Erikpatsá	Juruena	415	8972		TI Erikpatsá
19	Tapires	Sangue	75	44,41		TI Erikpatsá
20	Castanheira	Arinos	192	119,05	2021	–
21	Sinop	Teles Pires	400	329,63	2018	–
22	Fontanilhas	Juruena	225	563,03		TI Erikpatsá; TI Enawenê-Nawê; Menku
23	Kabiara	Sangue	241	254,24		TI Erikpatsá
24	Enawenê-Nawê	Juruena	150	80,21		TI Nambikwara; TI Enawenê-Nawê
25	Roncador	Sangue	134	238,38		TI Manoki
26	Nambikwara	Juína	73	8,66		TI Nambikwara
27	Foz do Buriti	Papagaio	68	18,87		TI Tirecatinga
28	Foz do Formiga Baixo	Juína	107	25,75		TI Nambikwara
29	Parecis	Sangue	74	200,50		TI Manoki
30	Buriti	Buriti	60	14,79		TI Tirecatinga
31	Jacaré	Juína	53	109,26		TI Nambikwara
32	Foz do Sacre	Papagaio	117	21,03		TI Tirecatinga; TI Uitiariti
33	Matrinxã	Sacre	34	0,85		TI Uitiariti
34	Juruena	Juruena	46	1,86		
35	Tirecatinga	Buriti	37	31,87		TI Tirecatinga
36	Salto Utiariti	Papagaio	76	1,91		TI Tirecatinga; TI Uitiariti
37	Água Quente	Buriti	42	33,15		TI Tirecatinga
38	Paiguá	Sangue	35	22,49		–
39	Cachoeirão	Juruena	64	2,84		–
40	Pocilga	Juína	34	1,30		TI Nambikwara
41	Jesuíta	Juruena	22	8,59		–
42	Barra do Claro	Arinos	61	67,76		–
43	Magessi	Teles Pires	53	63,93		APA Salto Magessi
44	Salto Apiacás	Apiacás	45	0,75	2018	–

Tabla 3. Especies seleccionadas y sustitutas de agua dulce utilizadas en la planificación sistemática de la conservación de la cuenca del río Tapajós.

Nombre científico	Nombre en portugués	Nombre español	Grupo
<i>Alouatta discolor</i>	guariba-de-mãos-ruivas, bugio das mãos vermelhas de spix	Mono aullador de manos rojas de Spix	mamíferos
<i>Alouatta nigerrima</i>	bugio-preto, guariba, bugio, barbado	Mono aullador negro amazónico	mamíferos
<i>Ateles marginatus</i>	coatá, macaco aranha, macaco aranha de cara branca	Mono araña de cara blanca	mamíferos
<i>Callicebus cinerascens</i>	zogue zogue cinza escuro	Tití ceniciento	mamíferos
<i>Callicebus hoffmannsi</i>	zogue-zogue	Tití de Hoffmann	mamíferos

Nombre científico	Nombre en portugués	Nombre español	Grupo
<i>Chiropotes albinasus</i>	cuxiú-de-nariz-branco	Sakí de nariz blanca	mamíferos
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	Aguará guazú	mamíferos
<i>Cyclopes didactylus</i>	tamanduaí	Hormiguero pigmeo o sedoso	mamíferos
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguatirica	Ocelote	mamíferos
<i>Leopardus tigrinus</i>	gato-do-mato-pequeno	Leopardo tigre	mamíferos
<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá- maracajá	Gato tigre, tigrillo	mamíferos
<i>Mico humeralifer</i>	sagui	Tití de Santarem	mamíferos
<i>Mico leucippe</i>	sauim	Tití blanco	mamíferos
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	Hormiguero gigante, oso bandera, yurumí	mamíferos
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	Jaguar, yaguar o yaguareté	mamíferos
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	Armadillo gigante o gurro grande	mamíferos
<i>Speothos venaticus</i>	cachorro-do-mato-vinagre	Perro venadero, zorro vinagre, perro de agua, perro de monte o perro selvático	mamíferos
<i>Anabazenops dorsalis</i>	barranqueiro-de-topete	Ticotico carioscuro	aves
<i>Atticora fasciata</i>	peitoril	Golondrina fajiblanca	aves
<i>Campylorhamphus procur-voides probatus</i>	arapaçu-de-bico-curvo	Picoguadaña Amazónico	aves
<i>Cephalopterus ornatus</i>	anambé-preto	Paragüero Ornado	aves
<i>Chamaeza nobilis</i>	tovaca-estriada	Tovacá Noble	aves
<i>Chordeiles minor</i>	bacurau-norte-americano	Añapero Yanqui	aves
<i>Chordeiles nacunda</i>	corucão	Añapero Ñacundá	aves
<i>Chordeiles rupestris</i>	bacurau-da-praia	Añapero Blanco	aves
<i>Conopophaga melanogaster</i>	chupa-dente-grande	Jejenero Ventrinegro o toco toco de vientre negro	aves
<i>Dendrocincia merula</i>	arapaçu-da-taoca	Trepatroncos Barbiblanco	aves
<i>Dendrocolaptes hoffmannsi</i>	arapaçu-marrom	Trepatroncos de Hoffmann	aves
<i>Furnarius figulus</i>	casaca-de-couro-da-lama	Hornero Colibandeado	aves
<i>Furnarius leucopus</i>	casaca-de-couro-amarelo	Hornero Paticlaro	aves
<i>Furnarius minor</i>	joãozinho	Hornero Chico	aves
<i>Guaruba guarouba</i>	ararajuba	Aratinga Guaruba	aves
<i>Harpia harpyja</i>	gavião real	Arpía Mayor	aves
<i>Hydropsalis climacocerca</i>	acurana	Chotacabras de escalera	aves
<i>Hydropsalis leucopyga</i>	bacurau-de-cauda-barrada	Añapero Colibandeado	aves
<i>Hydropsalis torquata</i>	bacurau-tesoura	Chotacabras Tijereta	aves
<i>Hylexetastes uniformis</i>	arapaçu-uniforme	Trepatronco Uniforme	aves
<i>Lepidothrix iris eucephala</i>	cabeça-de-prata	Saltarín Opalescente	aves
<i>Lepidothrix nattereri</i>	uirapuru-de-chapeu-branco	Saltarín Coronalbo	aves
<i>Lepidothrix vilasboasi</i>	dançador-de-coroa-dourada	Saltarín Coronidorado	aves
<i>Myrmeciza hemimelana pallens</i>	formigueiro-de-cauda-cas-tanha	Hormiguero colicastaño sureño	aves
<i>Neochen jubata</i>	pato-corredor	Ganso del Orinoco,1ganso de monte o pato carretero	aves
<i>Neomorphus squamiger</i>	jacu-estalo-escamoso	Váquiro Escamado	aves
<i>Nonnula ruficapilla nattereri</i>	freirinha-de-coroa-castanha	Monjilla Coronada	aves
<i>Odontorchilus cinereus</i>	cambaxirra-cinzena	Cucarachero Dentado	aves
<i>Morphnus guianensis</i>	uirapu-falso	Arpía Menor	aves
<i>Penelope pileata</i>	jacupiranga	Pava Crestiblanca	aves
<i>Phaethornis aethopygus</i>	rabo-branco-de-garganta- escura	Ermitaño de Tapajoz,	aves
<i>Phaethornis rupurumii amazonicus</i>	rabo-branco-de-rupununi	Ermitaño del Rupununi	aves
<i>Phlegopsis borbae</i>	mãe-de-taoca-dourada	Hormiguero de Skutch	aves
<i>Phlegopsis nigromaculata bowmani</i>	mãe-de-taoca	Hormiguero Maculado	aves



Nombre científico	Nombre en portugués	Nombre español	Grupo
<i>Phlegopsis nigromaculata spn</i>	mãe-de-taoca	Hormiguero Maculado	aves
<i>Phoenicircus sp</i>	saurá	Cotinga rojo	aves
<i>Pygochelidon melanoleuca</i>	andorinha-de-coleira	Golondrina Acollarada	aves
<i>Pyrilia barrabandi</i>	curica-de-bochecha-laranja	Lorito Carinaranja	aves
<i>Pyrilia vulturina</i>	curica-urubu	Lorito Vulturino	aves
<i>Pyrrhura perlata</i>	tiriba-de-barriga-vermelha	Cotorra Ventrirroja	aves
<i>Rhegmatorhina berlepschi</i>	mãe-de-taoca-arlequim	Hormiguero Arlequín	aves
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	mãe-de-taoca-de-cara-branca	Hormiguero Ojicalvo	aves
<i>Scientific name</i>	Portuguese name	Nombre español	Grupos
<i>Rhegmatorhina hoffmannsi</i>	mãe-de-taoca-papuda	Hormiguero Pechiblanco	aves
<i>Sakesphorus luctuosus</i>	choca-d'água	Batará Luctuoso	aves
<i>Tigrisoma fasciatum</i>	socó-boi-escuro	Avetigre Oscura	aves
<i>Urubitinga coronata</i>	águia-cinzena	Águila de Azara	aves
<i>Acestrocephalus nigrifasciatus</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Ancistrus parecis</i>	bagre	bagre	peces
<i>Ancistrus tombador</i>	bagre	bagre	peces
<i>Apistogramma arua</i>		(no tiene)	peces
<i>Aspidoras microgalaeus</i>	bagre	bagre	peces
<i>Cetopsis sandrae</i>	bagre	bagre	peces
<i>Creagrutus cracentis</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Creagrutus ignotus</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Crenicichla urosema</i>		cichlids	peces
<i>Gymnotus diamantinensis</i>		naked-back knifefishes	peces
<i>Harttia dissidens</i>	cascudo-do-tapajós	armoured catfishes	peces
<i>Hemigrammus skolioplatus</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Hemiodus sterni</i>	cruzeiro-do-tocantins	mojarra	peces
<i>Hopliancistrus tricornis</i>	bagre	bagre	peces
<i>Hyphessobrycon cachim-bensis</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Hyphessobrycon heliacus</i>	lambari-do-teles-pires	mojarra	peces
<i>Hyphessobrycon hexastichos</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Hyphessobrycon melanos-tichos</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Hyphessobrycon notidanos</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Hyphessobrycon scutulatus</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Hyphessobrycon vilmae</i>	lambari-do-alto-do-tapajós	mojarra	peces
<i>Hypostomus soniae</i>	cascudo-do-baixo-tapajós	blue eyed red fin pleco	peces
<i>Jupiaba apenina</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Jupiaba minor</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Jupiaba pirana</i>	lambari-do-tapajós	mojarra	peces
<i>Jupiaba yarina</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Leporacanthicus joselimai</i>	bagre	bagre	peces
<i>Leporinus sextriatus</i>	piau-de-seis-listras	headstanders	peces
<i>Leporinus vanzoi</i>	piau-do-araguaia	headstanders	peces
<i>Moenkhausia newtoni</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Moenkhausia nigromarginata</i>	lambari	mojarra	peces
<i>Moenkhausia phaeonota</i>	lambari-do-alto-tapajós	mojarra	peces
<i>Prochilodus britskii</i>	curimbata-do-apiacás	flannel-mouth characiforms	peces
<i>Spectracanthicus murinus</i>	bagre	bagre	peces
<i>Teleocichla prionogenys</i>	jacundá	cichlids	peces
<i>Teleocichla proselytus</i>	jacundá	cichlids	peces
<i>Trichomycterus hasemanis</i>	bagre	bagre	peces

LA POLÍTICA ENERGÉTICA DE BRASIL Y LA GESTIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE DE LA AMAZONIA

Por Demóstenes Barbosa da Silva*

Algunos de los esfuerzos observados en Brasil formulados para mejorar la conservación de los ecosistemas se han traducido principalmente en principios y provisiones en el marco jurídico que requieren vincular las decisiones sobre el aumento de la generación de energía a la gestión

de este tipo de ecosistemas. Y esto incluye a los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. No obstante, la generación de energía hidroeléctrica representa uno de los mayores impactos de la intervención humana en este bioma, debido a su potencial para alterar la conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia.

La Constitución brasileña establece la defensa del medio ambiente, abarcando distintas responsabilidades y obligaciones según la naturaleza e intensidad de los impactos ambientales como principio para el desarrollo de las actividades económicas, incluyendo la generación de energía. La Constitución también garantiza que en el territorio brasileño todo el mundo tiene el derecho a tener un medio ambiente ecológicamente equilibrado y requiere, por ley, que se lleven a cabo estudios previos y públicos sobre los impactos ambientales de cualquier infraestructura o construcción potencialmente dañinas para el medio ambiente, y prohíbe, también por ley, cualquier práctica que pueda poner en riesgo la función ecológica de la fauna y la flora que conduzca a la extinción de especies o exponga a los animales al sufrimiento.

La actual política energética brasileña se centra en las normas constitucionales simplemente como principios y objetivos generales de protección del medio ambiente y promoción de la conservación de la energía, pero carece de los procedimientos objetivos y las metas con que llevar a la práctica los principios constitucionales mediante la política y un marco regulatorio equivalente en la legislación ambiental.

Bajo principios y objetivos genéricos como los de la política energética brasileña, el Plan Decenal de Expansión para aumentar la generación de energía, que se revisa anualmente, incluye apenas un análisis socioambiental integrado de la cartera de proyectos de generación de energía, con el objetivo de evaluar las principales interferencias del plan con las sensibilidades socioambientales de la región. Se trata de una orientación medioambiental muy débil y que no proporciona una protección suficientemente fuerte para los ecosistemas y el medio ambiente. Y no hay ningún dispositivo que garantice el cumplimiento de esas directrices. Debido a la falta de requisitos y herramientas más específicos, el proceso de toma de decisiones sobre la planificación energética da lugar a proyectos cuyos impactos medioambientales podrían sobrepasar en ocasiones los límites aceptables de basarse realmente en los principios constitucionales mencionados. Esto ha dado lugar a daños ambientales graves en el bioma amazónico.

Además de esta débil orientación ambiental, los precios contractuales poco realistas para la generación de energía hidroeléctrica fijados en las subastas federales hacen inviable cubrir los costos ambientales, incluso los costos determinados por el débil marco regulatorio actual. Los bajos precios contratados también fallan para cubrir los costos de construcción, y la controvertida construcción de esas centrales ha dado lugar a pleitos, lo que evidentemente ha conllevado retrasos en el calendario de construcción y en las necesarias compensaciones ambientales adicionales, resultando en costos no considerados en la aprobación de proyectos.

* BASE Sustainable Energy

El intrincado contexto en que se ha llevado a cabo el proceso de toma de decisiones para la construcción de nuevas centrales hidroeléctricas en la Amazonia se ha caracterizado por los juegos de poder y la presión de los grupos que tienen un mayor poder económico de persuasión.



Entrada de una casa en el departamento de Guainía, en la Amazonia colombiana.



Las cascadas de São Simão en el río Juruena (Brasil).

RÍOS DE FLUJO LIBRE

Los ríos que se dejan fluir y desbordarse libremente pueden entenderse como ríos no obstruidos o como un ecosistema de agua dulce no degradado que mantiene sus condiciones ecológicas naturales y la conectividad. Un río de flujo libre es el que no tiene obstáculos para fluir ni desbordarse desde su nacimiento hasta su desembocadura, ya sea en la costa o en la confluencia con otro río más grande, sin encontrar presas ni embalses, sin ser acotado por diques y sin que se modifique su canal (mediante dragado o ampliación). En los grandes sistemas fluviales, diferentes tramos de los ríos puede conservar características de un río de flujo libre, aunque haya infraestructuras hídricas aguas arriba o aguas abajo de ese tramo. Los ríos de flujo libre y sin obstáculos para sus inundaciones son esenciales para el mantenimiento de áreas prioritarias de conservación ecológicamente viables, de la misma manera que estas áreas deben mantenerse sin deforestación ni degradación forestal.



GESTIONAR LA CONECTIVIDAD DE LOS ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE

La gestión de los ecosistemas de agua dulce requiere una planificación de la conservación y el desarrollo a una gran escala espacial, la capacidad de modelar la respuesta biológica bajo diversos posibles escenarios futuros y la cooperación entre los gestores de recursos de diversas jurisdicciones

(Glick *et al.* 2011, Barrow 1998, Abell *et al.* 2007). Lograr dicha coordinación multinivel requiere un enfoque holístico de la gestión integrada de cuencas hidrográficas (IRBM), definida como: el proceso de coordinar la conservación, la gestión y el desarrollo los recursos acuáticos, terrestres y otros relacionados entre diversos sectores en el marco de una cuenca fluvial determinada, con el fin de maximizar los beneficios económicos y sociales derivados de los recursos hídricos de una manera equitativa, preservando y, en su caso, recuperando los ecosistemas de agua dulce.

La gestión adaptativa de estos ecosistemas es inherentemente cíclica, y requiere identificar objetivos de conservación, evaluar los riesgos ecológicos y la vulnerabilidad, y evaluar e implementar opciones de gestión (Figura 7; Glick *et al.* 2011). Entre los obstáculos para la aplicación efectiva de una IRBM se encuentran unas estructuras políticas que dificultan la coordinación internacional, la falta de datos en que basar las decisiones de gestión y un sesgo histórico hacia la conservación de los ecosistemas terrestres en las tierras públicas.



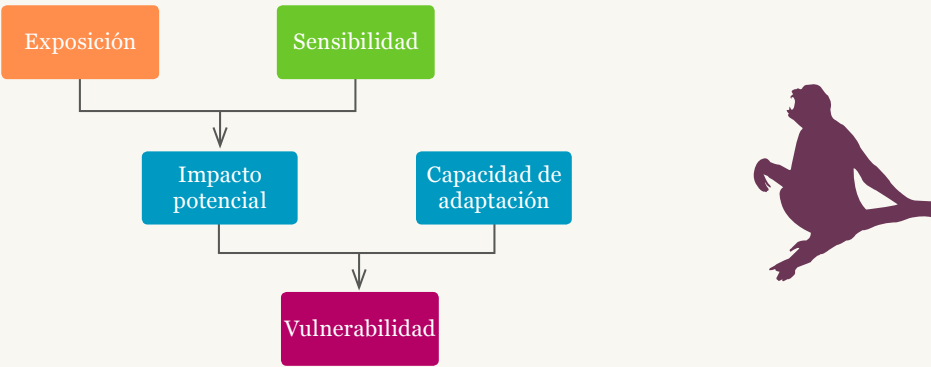
Figura 7: Marco para la gestión de la conectividad de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia con múltiples escalas. (Figura adaptada de Glick *et al.* 2011)

6.1. EVALUAR LA VULNERABILIDAD

Un primer paso crítico hacia un monitoreo multiescala y una planificación de la conservación eficaces en la Amazonia supone elaborar sistemas de gestión de datos integrados para facilitar la recopilación y difusión de datos. Una gestión basada en datos requiere una buena comprensión de la distribución espacial de los objetivos de conservación y su vulnerabilidad ante la fragmentación hidrológica. Hay información disponible sobre hábitats fundamentales y endemismo para algunos grupos (ciertas especies de peces de ámbito restringido de la Amazonia brasileña; Nogueira *et al.* 2010) que pueden proporcionar una información vital sobre los impactos potenciales de los proyectos de desarrollo. Un esfuerzo coordinado para poner en común los datos existentes y cartografiar o modelar las zonas desconocidas mejoraría en gran medida la identificación de los objetivos de conservación. Al igual que los esfuerzos históricos para conservar los bosques mediante el control de la deforestación y la degradación, la planificación de los ecosistemas de agua dulce se beneficiaría enormemente de medidas objetivas de monitoreo y evaluación. Potenciales indicadores de conservación podrían especificar metas cuantitativas (p. ej., un porcentaje) para la protección de especies de ámbito restringido, ecorregiones, ríos de flujo libre o áreas de recursos fundamentales (a saber, bosques de ribera, zonas de anidación y desove, etc.).

El impacto de una alteración hidrológica particular sobre las comunidades de plantas y animales de agua dulce debe entenderse en el marco de un contexto geográfico, dependiendo de la ubicación, la escala y el tipo de perturbación de que se trate (Pringle 2003a, 2001). A la vez, la vulnerabilidad de estas comunidades depende de sus características específicas (por ejemplo, la sensibilidad a las perturbaciones) y su exposición acumulativa a otras alteraciones hidrológicas en el paisaje (Figura 8). Se han propuesto una serie de marcos para medir e incorporar la vulnerabilidad a la planificación de la conservación (Wilson *et al.* 2005). Aquí presentamos un marco de ese tipo, que puede aplicarse en cualquier escala espacial, y que integra información sobre la exposición, la sensibilidad y la capacidad de adaptación de un sistema para estimar su vulnerabilidad (Glick *et al.* 2011). Aplicando ese marco para el caso de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia, definimos a continuación cada uno de estos términos.

Figura 8: Marco para la evaluación de la vulnerabilidad de unidades ecológicas clave —como especies, cuencas o ecorregiones— a los efectos de la alteración hidrológica. (Figura adaptada de Glick *et al.* 2011)



LA EXPOSICIÓN,
LA SENSIBILIDAD
Y LA CAPACIDAD
DE ADAPTACIÓN
DEFINEN JUNTAS LA
VULNERABILIDAD DE
UNA ESPECIE O UN
SISTEMA ECOLÓGICO
ANTE UN ESCENARIO
DE DESARROLLO EN
PARTICULAR

El *exposición* es el grado de cambio en cualquiera de los cuatro factores de presión que perturban la conectividad de agua dulce: el cambio de la cubierta terrestre, las represas, la extracción de minerales (incluyendo los hidrocarburos) y el cambio climático global. Entre los indicadores de exposición potenciales puede haber datos espaciales sobre la cubierta terrestre actual y prevista; represas existentes y proyectadas; minas y concesiones mineras existentes; o temperatura y regímenes de precipitaciones previstos debido al cambio climático global.

La *sensibilidad* es el grado en que se espera que la unidad ecológica en cuestión (especies, procesos ecológicos o conjunto de especies de la comunidad) cambie como resultado de la exposición. Entre los indicadores potenciales de sensibilidad se encuentran las distribuciones espaciales de especies de ámbito restringido o de especies migratorias de larga distancia, tipos de hábitats de agua dulce o estimaciones sobre la imposibilidad de sustituir ciertos taxones o hábitats clave.

El *impacto potencial* es una medida del cambio previsto debido a una o varias amenazas, que integra la sensibilidad y la exposición de una unidad ecológica dada.

La *capacidad de adaptación* es una estimación del grado en que una unidad ecológica es capaz de adaptarse a las nuevas condiciones. Puede ser una función de las características inherentes de un organismo (la resiliencia o el nivel de especialización), de las características del paisaje (conectividad) o de intervenciones en materia de gestión (translocación de especies, escalas de peces), que afectan en última instancia al impacto potencial. En esencia, la capacidad de adaptación es la probabilidad de que una especie o un sistema ecológico logren instalarse en nuevos lugares adecuados.

La exposición, la sensibilidad y la capacidad de adaptación definen juntas la vulnerabilidad de una especie o un sistema ecológico ante un escenario de desarrollo en particular.

Aunque la ubicación de los hábitats de agua dulce sensibles dentro de un paisaje hidrológico juega un papel esencial en la determinación de su vulnerabilidad a las alteraciones hidrológicas (2003b Pringle, 2001), resulta difícil predecir con precisión qué especies y ecosistemas serán los más afectados debido a la falta de información coherente y que abarque a toda la cuenca sobre la distribución de especies, los factores causantes de la degradación y la vulnerabilidad de los hábitats de agua dulce. Sin embargo, quizá sea posible hacer inferencias generales sobre los impactos relativos, con base en los grupos funcionales de la biodiversidad y el conocimiento actual de las necesidades de la historia de vida de las especies y las características del hábitat. Es probable que las especies más afectadas sean las que necesitan un hábitat de ribera y conectividad de las llanuras de inundación fluviales para las migraciones laterales y longitudinales. Entre ellas hay especies endémicas de pequeños arroyos, así como especies de peces de importancia comercial, tortugas, caimanes, nutrias y delfines. Por otro lado, las alteraciones a gran

escala de la variabilidad del flujo estacional pueden afectar a comunidades enteras de plantas y animales en las áreas de influencia.

6.2. DESARROLLAR INDICADORES DE INTEGRIDAD DE LOS ECOSISTEMAS

La gestión de la conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia requerirá en última instancia contar con indicadores prácticos de la integridad ecológica para facilitar la planificación y el monitoreo ambiental en grandes áreas. Aunque la cuenca del Amazonas es un sistema único con propiedades emergentes, pocas variables son medibles a esa escala, y muchos impactos no serán detectables durante décadas o incluso siglos. En muchos casos, es más factible desarrollar indicadores de procesos ecológicos clave necesarios para mantener la estructura y la función de los ecosistemas. Tales procesos a la escala de toda la cuenca incluyen el reciclado de vapor de agua, el transporte de sedimentos desde los Andes hasta las llanuras de inundación y el océano, y las migraciones de larga distancia de peces y aves. Dado que la variabilidad estacional e interanual es la norma para los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia, los indicadores ecológicos deben centrarse en la «variabilidad de la variabilidad». Los valores medios no reflejarán adecuadamente las dinámicas hidrológicas críticas para el funcionamiento de los ecosistemas de agua dulce. Los indicadores habrán de centrarse más bien en aspectos específicos de la conectividad hidrológica y medirse —como mínimo— durante la estación seca y la estación húmeda (períodos de alta y baja inundación).

Actualmente, hay conjuntos de datos de satélite que permiten cartografiar y monitorear la dinámica hidrológica en múltiples escalas espacio-temporales. Los datos de radar ha demostrado ser especialmente útiles para medir y cartografiar la extensión de las inundaciones y delinear las zonas de humedales en la cuenca amazónica durante los periodos de inundación altos y bajos (Hess *et al.* 2003, Melack y Hess 2011). Esos esfuerzos podrían ampliarse para elaborar indicadores acerca de las dinámicas de inundación, que incluyeran los puntos máximos y mínimos de inundación, el ritmo de los ciclos anuales de inundación y el nivel del río. Las mediciones del régimen hidrológico podrían obtenerse a partir de los datos disponibles sobre el nivel y el caudal, así como de altimetría por satélite. Entre otras cosas, la cartografía anual de los regímenes de inundación (utilizando sensores de microondas) y de zonas lacustres (sirviéndose de sensores ópticos) permitiría detectar cambios en la duración o el ritmo de la temporada de lluvias y los ciclos de inundación asociados. Herramientas similares podrían utilizarse para realizar un monitoreo de las alteraciones en el suministro de sedimentos respecto al valor de referencia del balance de sedimentos. Otro enfoque para establecer mediciones objetivas de la integridad biológica consiste en utilizar el índice de integridad biótica (IBI; Karr *et al.* 1986, Karr 1991) como indicador de la salud del ecosistema. El IBI se propuso originalmente como método para evaluar la integridad de los arroyos afectados respecto a los que se mantenían intactos. Incluye medidas físicas de la integridad (por ejemplo, conectividad,



LA CUENCA DEL RÍO ARAGUAIA-TOCANTINS HA SIDO SUSTANCIALMENTE ALTERADA TANTO POR LOS CAMBIOS EN LA CUBIERTA TERRESTRE COMO POR LA CONSTRUCCIÓN DE PRESAS

calidad del agua, caudal) y medidas bióticas (abundancia de especies, riqueza, composición) para una evaluación de salud del ecosistema que abarque todo el río. La ventaja de este método es que es estandarizado, lo que permite una comparación entre lugares y detectar cambios a lo largo del tiempo. Eso permite a los administradores cuantificar la degradación de los ecosistemas de agua dulce y establecer metas de conservación objetivas. La distribución y los hábitats fundamentales de las especies endémicas pueden cartografiarse con mayor detalle a la escala de cuencas pequeñas, lo que permite una toma de decisiones mejor informada acerca de lo que puede y debe conservarse. Por otro lado, estas mediciones son muy laboriosas y requieren datos raramente disponibles para extensiones de terreno más grandes.

CARTOGRAFIAR LOS INDICADORES DE EXPOSICIÓN

La modelización espacial —usando datos de sensores remotos y ambientales para desarrollar proxies de la integridad del ecosistema de agua dulce— resulta prometedora para la planificación de la conservación de agua dulce en grandes áreas, particularmente en regiones para las que se dispone de pocos datos (Lehner *et al.* 2006, Hamilton *et al.* 2007, Thieme *et al.* 2007, Abell *et al.* 2008, Nel *et al.* 2009). La mera cartografía de la totalidad de las amenazas para la conectividad hidrológica puede proporcionar conocimientos sobre la degradación acumulativa (o exposición) de una cuenca dada o de una meta de conservación.

Actualmente la teleobservación permite monitorear la eliminación, degradación y regeneración de los bosques en áreas extensas prácticamente en tiempo real. Combinar estas técnicas con el modelado espacial puede proporcionar información vital sobre el alcance de la deforestación relacionada con la minería y las represas, por ejemplo, lo cual permite elaborar mediciones cuantitativas de conectividad. Por ejemplo, se podrían contabilizar el número de pequeñas y grandes presas por kilómetro de corriente; el porcentaje de tramos del río que probablemente estén contaminados; y el número de pequeños o grandes embalses por unidad de superficie (proporción de zonas lénticas o lólicas). Tales mediciones se podrían usar aisladamente o en combinación con información sobre especies concretas (por ejemplo, el bagre migratorio) para evaluar el potencial impacto.

Los mapas sobre el uso de la tierra, junto con el modelado ambiental, pueden proporcionar proxies útiles de impactos ecológicos difíciles de monitorear directamente. Por ejemplo, los usos del suelo agrícola pueden afectar a los ecosistemas de agua dulce indirectamente a través de fuentes de contaminación no puntuales (herbicidas, pesticidas, fertilizantes) y provocar cambios en la calidad del agua, el caudal, la temperatura y los regímenes de sedimentos. Por su parte, la minería y la extracción de hidrocarburos suelen conllevar contaminantes como mercurio, arsénico, cianuro y otros metales pesados tóxicos que pueden persistir en el medio ambiente durante largos períodos. Las consecuencias de estos usos de la tierra (agricultura o minería) para los ecosistemas de agua dulce pueden verse amplificadas o mitigadas por otras características del paisaje, como carreteras, presas, zonas de protección de bosque de ribera o incendios. Muchos de estos factores son regularmente

cartografiados para la conservación terrestre y podrían incorporarse fácilmente en las mediciones de conectividad de agua dulce (como el índice de conectividad dendrítica; Costa *et al.* 2009).

LA PLANIFICACIÓN DE LA CONSERVACIÓN A LA ESCALA DE LA CUENCA

Los indicadores de la exposición y la sensibilidad pueden combinarse de forma efectiva en indicadores de impacto potencial o vulnerabilidad. Debido a limitaciones de datos, esos índices se aplican más fácilmente a escalas espacio-temporales relativamente pequeñas. Las cuencas de mesoescala (de nivel 2-4, de entre aproximadamente 102 y 105 km²) suelen considerarse una escala de análisis adecuada para la mayoría de los grandes proyectos de infraestructura. Aunque los mismos indicadores pueden aplicarse a diferentes escalas, la vulnerabilidad varía en función de diversos factores, como la escala, el tipo de agua (aguas blancas, negras o claras) y el entorno geomorfológico (pendiente, forma de valle). Estos factores son especialmente importantes en las cuencas andinas, que tienen un alto grado de endemismo, variabilidad geomorfológica y amenazas. El grado en que se ve perturbada la colectividad hidrológica en una cuenca determinada depende de la prevalencia relativa de presas y los cambios en la cubierta terrestre. Por lo tanto, la información sobre las distribuciones espaciales actuales y potencialmente futuras de esos factores puede proporcionar un indicador objetivo de las amenazas para esas cuencas.

La cuenca del río Araguaia-Tocantins ha sido sustancialmente alterada tanto por los cambios en la cubierta terrestre como por la construcción de presas. Más de la mitad de la cuenca ha sido deforestada, conllevando un aumento del 25 % en el caudal anual, cambios en la geomorfología y anticipación en más de un mes del pico del pulso de inundación anual (Coe *et al.* 2009). Al mismo tiempo, esta cuenca contiene más de un tercio de las presas existentes y proyectadas en toda la cuenca del Amazonas, lo que indica que es la subcuenca más degradada de la Amazonia según esas dos medidas (Figura 4). Por otro lado, la hidrología de la cuenca del río Ucayali está más amenazada por las presas futuras que por los cambios en la cubierta terrestre, teniendo en cuenta sus niveles relativamente bajos de deforestación en comparación con la gran cantidad de represas planificadas (Figura 4). Aun así, la suerte de las subcuencas amazónicas no es totalmente independiente, dado que la deforestación a gran escala en una cuenca hidrográfica puede afectar al clima en otras cuencas en razón de las interacciones tierra-atmósfera (Figura 7). Hasta la fecha, solo un estudio —que conozcamos— proporciona una evaluación preliminar de la integridad ecológica de la cuenca amazónica (Ribeiro *et al.*, 1995), lo que hace difícil inferir el estado de las subcuencas individuales.

Un enfoque alternativo y rentable para evaluar la integridad de las cuencas fluviales es desarrollar índices basados en la producción pesquera de múltiples especies, que forma parte de muchos procesos de producción biológica acuáticos y terrestres (Bayley, 1995). La escala y la composición de la producción pesquera de múltiples especies pueden indicar la integridad del ecosistema de la misma manera que el índice de integridad biótica, cuyo uso está muy extendido (Karr 1981,1991). Los cambios observados en la producción pesquera de múltiples

LA FALTA DE INFORMACIÓN AMBIENTAL SISTEMÁTICA EN TODA LA REGIÓN AMAZÓNICA SIGUE SIENDO UNA BARRERA CRUCIAL PARA LA GESTIÓN INTEGRADA DE LA CONECTIVIDAD DEL ECOSISTEMA DE AGUA DULCE

especies tras la construcción de la represa de Tucuruí en el río Tocantins-Araguaia reflejaron los observados en los ríos degradados de otros lugares, mostrando patrones similares en la composición, abundancia y biomasa de las especies (Tabla 2; Angermeier y Karr 1986, Lammert y Allan 1999). Aunque los datos de la producción pesquera son limitados para gran parte de la Amazonia (Bayley y Petrere Jr. 1989, Crampton *et al.* 2004, Castello *et al.* 2011, 2013), hay pruebas que indican que el Araguaia-Tocantins está entre las subcuencas más degradadas. Esa inferencia se ve apoyada por el hecho de que tanto el alcance de la deforestación como la densidad de represas en esta cuenca son más altas que en ninguna otra.

6.3. PONER EN MARCHA LA GESTIÓN

Las fuerzas que impulsan las amenazas a la conectividad de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia operan a través de múltiples escalas, al igual que los numerosos esfuerzos para frenar su impacto y conservar los recursos de agua dulce (por ejemplo, la Comisión Mundial de Represas, el Convenio sobre la Diversidad Biológica o la Convención de Ramsar sobre los Humedales). La conservación exitosa de estos ecosistemas requerirá un delicado equilibrio entre estas fuerzas opuestas y un esfuerzo coordinado para superar los numerosos obstáculos que se presentan para el mantenimiento de su integridad ecológica y de la conectividad.

COORDINACIÓN INTERNACIONAL

Mantener la conectividad hidrológica de la Amazonia y la función de los ecosistemas de agua dulce requiere una gestión integrada de los ecosistemas terrestres y de agua dulce y, en muchos casos, será necesaria la cooperación internacional. Así, es absolutamente necesario llevar a cabo una evaluación estratégica a escala de toda la cuenca acerca del impacto de los proyectos de infraestructura, la expansión agrícola y la minería sobre la conectividad hidrológica. Evaluar el impacto potencial de las represas andinas constituye un ejemplo particularmente apremiante, dado el gran número de represas planificadas en la región, su potencial para obstaculizar las conexiones entre las cabeceras andinas y las tierras bajas amazónicas, y la posibilidad de que se den conflictos internacionales en torno a los derechos sobre el agua. Entender las repercusiones indirectas de las iniciativas nacionales para reducir la deforestación sobre la deforestación transfronteriza es otro aspecto esencial para la colaboración y la coordinación internacional. La Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA) destaca como la única institución existente con el enfoque geográfico necesario para lograr esa coordinación. Con el cometido de aplicar el Tratado de Cooperación Amazónica, la OTCA representa a ocho países amazónicos miembros que se han «comprometido a promover el desarrollo armónico de los territorios amazónicos, a través de la conservación y el uso racional de los recursos naturales». Quizás aún más importante sea la Convención de las Naciones Unidas sobre los cursos de agua, que entró en vigor en agosto de 2014 y ofrece un marco jurídico

global flexible para el uso, manejo y protección de los cursos de agua internacionales.

MEJORES DATOS DE BASE

La falta de información ambiental sistemática en toda la región amazónica sigue siendo una barrera crucial para la gestión integrada de la conectividad del ecosistema de agua dulce. Aunque hace mucho que las presas y la deforestación se consideran amenazas para los ecosistemas de agua dulce, esas actividades se han expandido rápidamente en la Amazonia, en buena parte en ausencia de los necesarios datos ecológicos y sociales de referencia para evaluar sus impactos. Esta falta de información hace que sea imposible cuantificar los costos reales de estas actividades y obstaculiza las iniciativas para evaluar de manera objetiva los impactos potenciales de los proyectos propuestos. Dada la ausencia de información ecológica detallada y teniendo en cuenta la aceleración de las amenazas a los ecosistemas de agua dulce, parece necesario y prudente desarrollar nuevos métodos para la planificación y priorización de la conservación a gran escala acerca de la gestión de la conectividad de la Amazonia (Abell *et al.* 2007, Thieme *et al.* 2007, Abell *et al.* 2008, Nel *et al.* 2009). La contabilidad completa de los costos de los impactos de las actividades humanas sobre los ecosistemas de agua dulce requiere mayores esfuerzos para integrar los datos sobre distribución de especies, producción pesquera de múltiples especies, calidad del agua y otros indicadores de la salud ambiental. La falta de información objetiva y a disposición del público es una deficiencia fundamental del EIA-RIMA y para otros procesos de licenciamiento ambiental. Adoptar medidas para hacer estos procesos más abiertos, transparentes y sin conflictos de intereses supondría un gran avance en la lucha contra la corrupción en el licenciamiento ambiental.

GESTIÓN INTEGRADA

Aunque la legislación vigente no aborda directamente la conectividad hidrológica y la integridad de los ecosistemas de agua dulce, las leyes actuales no ofrecen oportunidades para una gestión coordinada de los paisajes que podrían beneficiar a los ecosistemas de agua dulce. Por ejemplo, si se aplicaran y se velara por su cumplimiento, el Código Forestal brasileño y la Ley Forestal y de Fauna Silvestre del Perú facilitarían la coordinación a escala del paisaje y mitigarían muchos de los impactos potenciales del desarrollo agrícola en los ecosistemas de agua dulce. Entre las barreras para ello cabe citar la falta de claridad en la tenencia de la tierra, la limitada capacidad de ejecución, la corrupción dentro de las agencias gubernamentales y la ineficiente recaudación de las multas. Los avances en el monitoreo por satélite, así como políticas incipientes y los incentivos financieros para alentar a la buena administración ambiental, pueden ayudar a reconciliar los objetivos de gestión en tierras públicas y privadas. En última instancia, la conservación efectiva de los ecosistemas de agua dulce requerirá una gestión integrada de los ecosistemas terrestres y de agua dulce en un marco único. Independientemente del mecanismo, esa gestión integrada será crucial para mitigar los impactos de las actividades humanas y mantener la conectividad de los ecosistemas de agua dulce y su función para las generaciones futuras.

PROPORCIONAR UN PUNTO DE REFERENCIA 🐬

Los delfines de río son uno de los símbolos de los territorios amazónicos, pero poco sabemos sobre sus poblaciones. La recopilación de información fiable es esencial para formular estrategias de conservación para proteger las especies y sus hábitats. Debido a eso, el Instituto Mamirauá y la Iniciativa Amazonia Viva de WWF llevaron a cabo en 2014 una expedición para estudiar la distribución de las especies de delfines del río Amazonas (delfines tucuxi y delfines rosados de río) y estimar su abundancia en la cuenca del río Tapajós.



CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES¹

Por Cláudio C. Maretti*, Sandra Charity*,
Marcia Macedo**, Denise Oliveira*,
Leandro Castello***, Tarsicio Granizo*,
André S. Dias* y
Karen Lawrence*

Este Informe ofrece una amplia evaluación sobre la situación actual de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. En él se subraya la importancia de la conectividad hidrológica y la conectividad tierra-agua para el mantenimiento de las funciones ecológicas que sustentan la seguridad alimentaria, hídrica y energética. También evalúa los factores impulsores de la degradación y las políticas públicas que influyen en ellos, haciendo hincapié en la importancia

de una planificación panamazónica para mantener la estabilidad de la Amazonia. El informe aboga claramente por una gestión a una mesoescala de subcuencas, a través de los sistemas de apoyo para la toma de decisiones, que integre la biodiversidad y las cuestiones sociales en la planificación de la energía hidroeléctrica y la infraestructura, el monitoreo sistemático de los indicadores ecológicos y favoreciendo un espacio real para las negociaciones con la participación transparente de las partes interesadas, al tiempo que reconoce la necesidad de trabajar bajo una orientación de macroescala panamazónica. También presenta la posible importancia de trabajar a escala local, en particular para el monitoreo de los indicadores biológicos e incentivando la participación más profunda de las comunidades locales. Por último, el informe describe los elementos clave de la política necesarios para desarrollar un marco integrado de gestión de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia, sobre todo teniendo en cuenta los impactos de los proyectos hidroeléctricos.

En este marco, un objetivo clave de la Iniciativa Amazonia Viva de WWF es **transformar la forma en que se realiza la explotación de la energía hidroeléctrica en la Amazonia hasta el 2020. WWF está empeñado en establecer un diálogo constructivo entre la sociedad civil, la industria, el sector financiero y los gobiernos con el fin de permitir que se desarrollen programas sostenibles de energía hidroeléctrica, en caso de que sean necesarios, y los correspondientes planes de desarrollo territoriales.** Para lograr esa meta es importante contar con enfoques integrados (para el uso del suelo y del agua, la planificación de la energía hidroeléctrica, etc.), como las metodologías de apoyo para la toma de decisiones y el sistema propuesto por WWF —en particular el Sistema de Información

* Iniciativa Amazonia Viva de WWF (LAI)

** Centro de Investigación Woods Hole

*** Instituto Politécnico y Universidad Estatal de Virginia

¹ Organizado por la Iniciativa Amazonia Viva de WWF (LAI), a partir de la evaluación científica y la información complementaria (como los recuadros) incluidos en los capítulos 1-6 y considerando la contribución de WWF hasta la fecha (LAI, oficinas en los países y programas mundiales) para mejorar la conservación de los ecosistemas de agua dulce, la provisión de servicios ecosistémicos de la Amazonia, la planificación y el desarrollo de la energía hidroeléctrica en la región (en el marco de la visión de WWF para la Amazonia), así como sobre la base de la posición global de WWF sobre las represas hidroeléctricas. Estas recomendaciones también se basan en Castello *et al.* (2013), WWF (LAI) (2009,2010,2012,2013), WWF (FP) (2014), Nobre (2014), Finer y Jenkins (2012), Little (2014), Maretti *et al.* (2014), Dias *et al.* (2014), Maretti (2014),

Pacha (2014), WCD (2000), Maretti *et al.* (2015, próxima publicación) y WWF Brasil. 2015 (próxima publicación): Tapajós: Planificación integrada para la conservación de la biodiversidad

Hidrológica para la Evaluación de la Amazonia (HIS-ARA) de WWF— y evaluaciones de proyectos específicos, como el Protocolo de Evaluación de la Sostenibilidad de la Energía Hidroeléctrica (HSAP).¹

Para alcanzar ese objetivo y reorientar el desarrollo en la región amazónica hacia una senda más sostenible, se necesitan nuevas medidas para mitigar las amenazas y aliviar las presiones sobre los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. A través de su Iniciativa Amazonia Viva, WWF propone una serie de recomendaciones clave que adoptarían y pondrían en práctica los tomadores de decisiones de los ámbitos gubernamental, privado y financiero, así como las sociedades de los nueve países que comparten el bioma amazónico (Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana, Perú, Surinam, Venezuela y la Guayana Francesa). Resumimos aquí las principales recomendaciones a la luz de las principales conclusiones de este informe.

7.1. ECOSISTEMAS DE AGUA DULCE Y CONECTIVIDAD HIDROLÓGICA

La Amazonia funciona como una única unidad ecológica con complejas interacciones y efectos entre sus partes, que son muy interdependientes. Los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia albergan algunas de las comunidades de flora y fauna más diversas del mundo. Gran parte de esta diversidad biológica se da en sentido longitudinal y lateral a lo largo de arroyos y ríos, creando corredores ecológicos naturales con condiciones ambientales específicas que determinan la ocurrencia de especies y median sus movimientos por todo el paisaje. Por lo tanto, mantener la integridad de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia depende de la gestión de su conectividad hidrológica, incluyendo el volumen, la variabilidad y el ritmo de los flujos hidrológicos que, en última instancia, determinan la estructura y la función del ecosistema de agua dulce.

Una de las conexiones hidrológicas más importantes es la que se da en la transición de la vertiente oriental de los Andes hacia las tierras bajas amazónicas. Las montañas de los Andes proveen la gran mayoría de los sedimentos, nutrientes y materia orgánica que se encuentran en el tramo principal del Amazonas, alimentando a unos ecosistemas de llanuras de inundación de los más productivos de la Tierra. El río Amazonas ha estado íntimamente ligado a la Cordillera de los Andes durante más de 10 millones de años, y perturbaciones considerables en esa conectividad podrían acarrear consecuencias graves e impredecibles. Las áreas protegidas (AP) *lato sensu* son el mecanismo más conocido para conservar esos ecosistemas interconectados, pero el sistema actual de AP no es suficiente, pues a menudo no tiene en cuenta la conectividad hidrológica, al no considerar adecuadamente importantes ecosistemas de agua dulce, como las llanuras de inundación fluviales, las nacientes y los humedales.



Principales recomendaciones

- **Adoptar una visión integrada de desarrollo sostenible y conservación de la naturaleza para la Amazonia.** Los gobiernos y los sectores financiero y privado han de incorporar la gestión de los ecosistemas de agua dulce en los planes de desarrollo, las políticas económicas y las normas voluntarias a nivel regional, nacional y subnacional. Los bosques y los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia deben ser una parte integral de las estrategias de adaptación de los países para garantizar la seguridad alimentaria, hídrica y energética.
- **Desarrollar un marco de política regional global para la conservación de los ecosistemas y el manejo de cuencas.** Los países amazónicos deben evaluar regularmente los impactos acumulativos de los proyectos de infraestructura, de la expansión agrícola y de la minería. La aplicación de este marco podría incluir un mandato reforzado de la OTCA, la única organización internacional con un mandato referido a la Amazonia, y la participación de la Unasur y el COSIPLAN, que son responsables de la planificación energética regional y de la integración del transporte.
- **Incorporar el mantenimiento de los caudales ecológicos como un objetivo fundamental de la toma de decisiones relacionadas con el uso de la tierra y el agua, el desarrollo regional y el licenciamiento ambiental.** Con ello, los gobiernos y los promotores de proyectos ayudarán a proteger la salud de los ecosistemas de agua dulce y garantizarán la estabilidad de todo el sistema de agua dulce terrestre de la Amazonia.
- **Crear nuevas AP que aumenten la representación ecológica de los ecosistemas de agua dulce.** De este modo, los países amazónicos ayudarán a preservar la conectividad hidrológica y la función de los ecosistemas de agua dulce.
- **Crear o mejorar instrumentos jurídicos para la designación de «ríos protegidos» como un tipo especial de área natural protegida oficialmente reconocida.** Los gobiernos amazónicos deben ocuparse de los ríos dentro de sus territorios nacionales, así como de los ríos transfronterizos (a través de acuerdos bilaterales o trilaterales), con el fin de garantizar la conectividad transfronteriza.
- **Mitigar los impactos directos e indirectos de los proyectos de explotación de la energía hidroeléctrica.** Los planificadores energéticos y los promotores de proyectos hidroeléctricos deben evitar los proyectos que impacten las áreas protegidas y los territorios indígenas existentes. En los casos en que los impactos sean inevitables (tras seguir los debidos procesos de consulta), deben ponerse en marcha mecanismos de compensación adecuados para mitigar los impactos previstos en los ecosistemas de agua dulce, teniendo en cuenta la biodiversidad específica y la prestación de servicios ecosistémicos.

LOS ESTUDIOS
ECONÓMICOS
REALIZADOS EN LA
AMAZONIA Y OTROS
LUGARES INDICAN
QUE LOS RECURSOS
PRODUCIDOS POR
LOS ECOSISTEMAS
TROPICALES DE
AGUA DULCE PUEDEN
SUPONER HASTA LOS
DOS TERCIOS DE LOS
INGRESOS DE LOS
HOGARES RURALES EN
ESTAS REGIONES

- **Promover un mayor reconocimiento internacional de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia.** Los gobiernos nacionales deben destacar el papel de importancia mundial de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia en la prestación de servicios ambientales, solicitando su reconocimiento en el marco de convenios internacionales, como la Convención de Ramsar Relativa a los Humedales de Importancia Internacional (sitios Ramsar) y la Convención sobre la Protección del Patrimonio Mundial (sitios del Patrimonio Mundial).
- **Firmar y ratificar la Convención de las Naciones Unidas sobre los Cursos de Agua.** Esta convención ofrece a los gobiernos de los países amazónicos un marco jurídico global flexible para el uso, manejo y protección de los cursos de agua internacionales.
- **Desarrollar un plan estratégico regional para mantener la conectividad de las tierras altas andinas con las tierras bajas del Amazonas y de todas las cabeceras con el estuario.** Los gobiernos amazónicos deben trabajar en colaboración para identificar tramos fluviales clave que deban dejarse fluir libremente para salvaguardar el sistema hidrológico de la Amazonia. Esto requerirá agregar, interpretar y cartografiar la información ecológica existente o, en áreas con escasa información, utilizar modelos ecológicos para que sirvan de base de información sobre esos procesos.

7.2. SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS E
IMPACTOS SOCIALES

Los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia contribuyen al bienestar humano, proporcionando servicios ecosistémicos clave. Los estudios económicos realizados en la Amazonia y otros lugares indican que los recursos producidos por los ecosistemas tropicales de agua dulce pueden suponer hasta los dos tercios de los ingresos de los hogares rurales en estas regiones. Por lo tanto, los ríos son esenciales para la subsistencia de los pueblos amazónicos, entre ellos los pueblos indígenas, las comunidades de pescadores y los recolectores de caucho. La conectividad de agua dulce es particularmente importante para la pesca y la seguridad alimentaria regional, ya que muchas especies de peces de importancia económica y ecológica dependen de migraciones laterales o longitudinales en ciertos momentos de su ciclo de vida. Por ejemplo, el bagre migratorio de larga distancia recorre miles de kilómetros desde el estuario del Amazonas hasta las cabeceras de los ríos de aguas bravas, donde desova en las estribaciones andinas.

Dada la falta de capacidad para llevar a cabo un monitoreo y una gestión de las alteraciones hidrológicas de manera sistemática, los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia son vulnerables ante la escalada de degradación. El rápido crecimiento de las economías regionales amazónicas ha generado una demanda creciente de electricidad, productos agrícolas y extracción de minerales. Esto ha estimulado ambiciosos programas gubernamentales

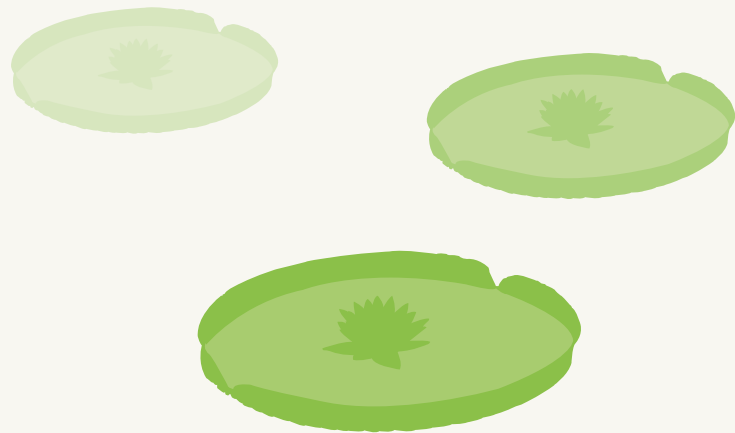


para construir represas hidroeléctricas y otras obras de infraestructura en la Amazonía y ha atraído sustanciales inversiones nacionales y extranjeras a la región. Aunque no se conocen bien las consecuencias ecológicas de esas iniciativas, algunos de sus impactos sociales están bien documentados. Las comunidades más directamente afectadas son las que fueron trasladadas a la fuerza a otras tierras debido a que las suyas fueron inundadas por los embalses hidroeléctricos; un solo proyecto hidroeléctrico puede desplazar a decenas de miles de personas de las zonas rurales, incluyendo a grupos indígenas. Al mismo tiempo, la construcción de presas y el descubrimiento de nuevas reservas minerales pueden atraer a gente a la región, provocando un gran aumento de la población rural, lo cual fomenta una mayor deforestación, genera conflictos de tenencia de la tierra y perpetúa la desigualdad social.

A pesar de esa importancia fundamental a escala local, es necesario reconocer que los servicios ecosistémicos que proporciona la Amazonia van mucho más allá del suministro directo de alimentos y la subsistencia de las comunidades locales, e incluyen la regulación del clima y la mitigación del cambio climático y la adaptación a él, algo fundamental para la economía y la vida social de los países amazónicos, del continente sudamericano e incluso de todo el mundo, más allá de los límites de la Amazonia.

Principales recomendaciones

- **Tener en cuenta la seguridad del agua, los alimentos y la energía de las comunidades amazónicas.** Los gobiernos deben considerar las necesidades locales y regionales en la planificación de la energía hidroeléctrica y otras infraestructuras de desarrollo.
- **Velar por una participación informada, libre y democrática de las comunidades locales en todas las decisiones relacionadas con la energía y el desarrollo de infraestructuras.** Los análisis técnicos de los proyectos de desarrollo de infraestructura deben incorporar la dimensión social, permitiendo que las comunidades locales participen en el proceso, evalúen los resultados e identifiquen las principales amenazas y las posibles soluciones.



- **Supervisar los efectos de la explotación de la energía hidroeléctrica sobre los ecosistemas de agua dulce, las actividades de subsistencia y el bienestar humano.** Los gobiernos y los promotores deben tener en cuenta no solo la biodiversidad y los ecosistemas, sino también los servicios que estos prestan y su importancia cultural y social para las comunidades locales, en particular para los pueblos indígenas.
- **Respetar los derechos de los pueblos indígenas y otras comunidades tradicionales sobre sus tierras, el agua y los recursos.** Los gobiernos y los promotores tienen la responsabilidad legal y ética de proteger las formas tradicionales de vida, el conocimiento y el rico patrimonio cultural de la Amazonia.
- **Reunir la mejor información científica sobre las estrategias de los peces migratorios.** Esto proporcionará una evaluación más sólida sobre los impactos potenciales de la construcción de infraestructuras sobre las especies de peces de valor comercial.

7.3. GESTIÓN DE LOS IMPACTOS ECOLÓGICOS

La conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia plantea retos singulares para su gestión y conservación efectivas. La legislación vigente ofrece una protección insuficiente, y a menudo no considera adecuadamente la conectividad transfronteriza y no da cuenta de toda la gama de factores causantes de las alteraciones hidrológicas. Así pues, hay una necesidad imperiosa de llevar a cabo una evaluación estratégica que abarque a toda la cuenca sobre los impactos acumulativos de los proyectos de energía e infraestructura, la expansión agrícola y la minería sobre los ecosistemas de agua dulce. Por ejemplo, los impactos de las grandes represas hidroeléctricas suelen evaluarse considerando individualmente cada proyecto y apenas los impactos más directos. En realidad, sus impactos acumulativos son mucho mayores, sobre todo si tenemos en cuenta las vías de acceso y otras obras de infraestructura asociadas, impactos que pueden incluso verse agravados aún más por la proliferación de pequeñas presas agrícolas, por cambios regionales del uso del suelo y el cambio climático inducido por el hombre. Evaluar el impacto potencial de las presas de la Amazonia andina es particularmente apremiante, dadas las numerosas represas planificadas, su potencial para afectar a la conectividad entre las cabeceras andinas y las tierras bajas amazónicas y la posibilidad de conflictos internacionales respecto a los derechos de aguas.

A pesar a la coordinación efectiva entre los países amazónicos en materia de áreas protegidas, todavía hay un compromiso muy limitado para promover una visión regional de alto nivel más amplia para la Amazonia, que debe incluir otros aspectos de políticas y legales sobre la protección de los ríos. La planificación y el licenciamiento de los proyectos tienden a centrarse más en los intereses económicos y políticos, sin tener lo suficientemente en



cuenta para los costos ambientales y sociales asociados. Existe, pues, una necesidad urgente de contar con instrumentos jurídicos y políticos capaces de evaluar los impactos sociales y ambientales a escalas geográficas más amplias y en plazos más largos. WWF ha desarrollado una herramienta de ese tipo, un sistema de apoyo a la toma de decisiones de la Iniciativa Amazonia Viva (también llamado HIS-ARA), que permite integrar información ecológica para obtener una visión regional de la conservación de los ecosistemas terrestres y acuáticos, que debe completarse con elementos sociales. La Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) ha surgido dentro de las instituciones financieras como instrumento con potencial de integrar los resultados en una planificación regional más amplia y de servir como aporte para comprender los impactos a largo plazo y la proyección de las necesidades futuras de desarrollo. Tras ese éxito, la Amazonia podría beneficiarse enormemente del desarrollo de un marco de política general para la gestión y conservación de los ecosistemas de agua dulce.

Principales recomendaciones

- **Intensificar los esfuerzos para mejorar el cumplimiento de la legislación vigente sobre protección de los ecosistemas, con especial atención a los ecosistemas de agua dulce.** Para lograrlo, los gobiernos y los promotores de proyectos deben reforzar la supervisión y la vigilancia del cumplimiento de la ley, al tiempo que crean incentivos (o desincentivos) financieros para reducir la deforestación y la degradación de los ecosistemas de agua dulce.
- **Implementar políticas y normas voluntarias encaminadas a lograr una conversión y degradación de ecosistemas netas cero (que incluya la deforestación, la degradación forestal y la transformación de los ecosistemas de agua dulce) para el 2020. Dadas las íntimas conexiones existentes entre los ecosistemas terrestres y de agua dulce de la Amazonia, los gobiernos nacionales deben mostrar una clara voluntad política de hacer y mantener cambios a largo plazo mediante programas nacionales para el control de la conversión y la degradación de los ecosistemas, políticas intersectoriales y acuerdos internacionales.** Los sectores privados y financieros deben asimismo tomar medidas para frenar la deforestación en apoyo de una visión regional compartida para la Amazonia.
- **Evaluar el impacto ecológico y social acumulativo de las presas y la infraestructura asociada en las cuencas fluviales enteras como parte de las evaluaciones de viabilidad e impacto ambiental de los proyectos de infraestructura.** Esto incluye toda la gama de impactos asociados a la construcción y operación de centrales hidroeléctricas, incluyendo la construcción de carreteras, los cambios de cobertura del suelo y otros proyectos de desarrollo previstos en las mismas cuencas de los ríos (p. ej., hidrovías).
- **Evaluar los posibles impactos ecológicos de todo el conjunto**

de proyectos propuestos por el gobierno, tanto en términos de alteración hidrológica como de pérdida de bosques. Dada la ausencia de información ecológica detallada y el ritmo creciente de las amenazas a los ecosistemas de agua dulce, es importante que los gobiernos desarrollen métodos para una priorización y planificación sistemática de la conservación a gran escala. Un ejemplo de ello es el sistema de la Iniciativa Amazonia Viva de WWF de apoyo a la toma de decisiones (también denominado *HIS-ARA*) y los enfoques integrados para la planificación de la energía hidroeléctrica.

- **Abordar los factores de la conversión de los ecosistemas y la degradación ecológica a través del diálogo de múltiples partes interesadas, el intercambio de lecciones aprendidas y la acción coordinada a través de fronteras políticas.** Los administradores de recursos terrestres y acuáticos, así como organismos financieros **públicos** y privados, deben esforzarse para lograr una comunicación efectiva, una planificación integrada y una resolución de conflictos entre los usuarios del agua aguas arriba y aguas abajo.
- **Identificar y abordar las deficiencias actuales que debilitan los procesos de licenciamiento ambiental.** Esto permitirá a los países amazónicos llevar a cabo una evaluación más sólida, transparente y equilibrada de los impactos económicos, sociales y ambientales de grandes proyectos de infraestructura, entre ellos proyectos de energía hidroeléctrica.



7.4. MONITOREO Y EVALUACIÓN

Aunque existe una cantidad considerable de investigaciones sobre el tramo principal del río Amazonas y sus llanuras de inundación, los estudios suelen ser limitados en su alcance, centrándose en determinadas regiones, especies o factores causantes del cambio. La gestión de la conectividad hidrológica de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia requieren en última instancia indicadores prácticos de la integridad ecológica para facilitar la planificación y el monitoreo ambiental en grandes áreas. Los mapas sobre el uso de la tierra, junto con el modelado ambiental, pueden proporcionar *proxies* útiles de impactos ecológicos que resultan difíciles de monitorear directamente. Eso incluye la evaluación de las dinámicas de inundación, los caudales ecológicos y otras medidas funcionales de la conectividad de agua dulce. El simple hecho de cartografiar la serie completa de las amenazas a la conectividad hidrológica puede proporcionar conocimientos sobre la degradación acumulativa (o exposición) de una determinada cuenca u objetivo de conservación. Hoy en día la teledetección permite seguir la conversión, degradación y regeneración de los bosques en grandes áreas en tiempo casi real, mientras que los sistemas de información geográfica facilitan el intercambio de datos y permiten realizar una cartografía espacial y temporalmente explícita de las amenazas en múltiples escalas.

Principales recomendaciones

- **Apoyar a las instituciones científicas, fortalecer su capacidad de generar y difundir datos fiables y coherentes sobre el impacto ecológico y social y los impactos potenciales para supervisar la salud del ecosistema, los derechos sociales y el desarrollo sostenible, en el ámbito de toda la Amazonia.** De esa forma, los gobiernos amazónicos pueden promover el conocimiento y un monitoreo y una gestión mejor integrados sobre la conectividad de los ecosistemas de agua dulce de la región.
- **Producir mejores datos de referencia ecológica y social para evaluar los impactos de las represas, proyectos de infraestructura y otros, y la deforestación sobre la conectividad de la Amazonia.** Con ello, los gobiernos amazónicos podrán cuantificar los verdaderos costos de estas actividades. La contabilidad de todos los costos de los impactos de las actividades humanas sobre los ecosistemas de agua dulce requerirá integrar datos sobre la distribución de las especies, los rendimientos de la producción pesquera de múltiples especies, la calidad del agua y otros indicadores de la salud ambiental.
- **Desarrollar indicadores ecológicos, sociales y económicos significativos y medibles.** Tales indicadores podrían abarcar áreas protegidas que incluyan representación ecológica, vegetación de ribera, zonas inundables naturales, peces migratorios de larga distancia, conectividad hidrológica, dinámica de inundación, áreas de anidación y desove y especies de distribución restringida o ecorregiones, todo ello incluyendo ríos de flujo libre y sin obstáculos para sus inundaciones.



Cascadas de São Simão, río Juruena, Brasil.



ENFOQUES INTEGRADOS DE LA INICIATIVA AMAZONIA VIVA DE WWF PARA UN DESARROLLO MÁS SOSTENIBLE EN LA PANAMAZONIA

Por Cláudio C. Maretti, Sandra Charity, Denise Oliveira, Tarsicio Granizo, André S. Dias, Karen Lawrence.*

Desde su creación en 2008, la Iniciativa Amazonia Viva de WWF (LAI) ha estado trabajando para colaborar con los tomadores de decisiones en torno a la planificación e implementación de programas y procesos de gestión de los ecosistemas de agua dulce y recursos hídricos. Durante este período, la LAI ha logrado una mejor comprensión de estos procesos y de la manera en que afectan a la naturaleza amazónica, ha tratado con la mayoría de las partes interesadas—si no con todas—, y ha desarrollado herramientas y metodologías que pueden ayudar a los gobiernos de los países del bioma

amazónico, así como a empresas y financiadores públicos y privados de infraestructuras de energía hidroeléctrica en la toma de mejores decisiones y ayudar a encontrar soluciones sostenibles para la infraestructura y el desarrollo energético de la región.

A largo plazo, WWF pretende ayudar a transformar la forma en que se planifican e implementan en las cuencas amazónicas los programas y proyectos hidroeléctricos, promoviendo el desarrollo de programas de energía hidroeléctrica sostenibles y planes de desarrollo terrestres asociados, que minimicen la fragmentación terrestre y de agua dulce e integren la conservación de la biodiversidad. Esto incluye la identificación de ríos vedados y zonas de infraestructura y energía mediante la aplicación de sólidas herramientas de un sistema de apoyo para la toma de decisiones (DSS). Este trabajo se ha centrado en cuencas amazónicas claves tomadas como casos piloto con un alto potencial de energía hidroeléctrica y busca promover un diálogo social constructivo entre las comunidades locales, la sociedad civil, la industria de la energía hidroeléctrica, el sector financiero y los gobiernos sobre los escenarios futuros de conservación para dichas cuencas (generados por la aplicación de DSS de la Iniciativa Amazonia Viva). La metodología, las herramientas y las lecciones aprendidas de estos casos piloto se están desarrollando para que puedan ser replicadas y ampliadas, y para mejorar la negociación en torno a una energía hidroeléctrica sostenible y otros programas de desarrollo en otras partes de la Amazonia.

La clave para una toma de decisiones sostenible y socialmente beneficiosa para la planificación de la infraestructura energética en la región amazónica pasa por que los planificadores y promotores de proyectos y financiadores adopten enfoques integrados para la planificación y ejecución de programas de explotación de la energía hidroeléctrica y que participen diferentes actores, sectores y países, todos los cuales tienen responsabilidades comunes, pero diferenciadas, en los distintos sectores, grupos sociales y grupos de interés. Además de hacer participar a los gobiernos, los promotores de proyectos y los financiadores, este enfoque debe involucrar a las comunidades locales, las ONG y las sociedades civiles en su conjunto a nivel nacional y, lo que es más importante, a través de un diálogo entre diversas partes interesadas a nivel transfronterizo.

Hemos identificado cuatro áreas principales en que los enfoques intersectoriales y transfronterizos integrados pueden resultar particularmente beneficiosos para

* Iniciativa Amazonia Viva de WWF

Pescador en Marajó, una isla en el delta del Amazonas, Brasil.



garantizar una mayor eficacia de la conservación y gestión de los ecosistemas de agua dulce y un modelo de desarrollo más sostenible para la región amazónica: 1) monitoreo; 2) planificación del uso de la tierra y del agua; 3) inclusión social; y 4) planificación de la explotación de la energía hidroeléctrica.

Teniendo en cuenta la importancia de la Amazonia y en particular su funcionamiento en cuanto sistema ecológico integrado, toda la planificación, la toma de decisiones y la ejecución deben llevarse a cabo en el marco de los planes amazónicos definidos a nivel nacional junto a una visión panamazónica pactada, que actúe como un marco general para todas las consideraciones ecológicas, sociales, transfronterizas y económicas, dentro de un programa integrado de desarrollo sostenible para la región.

1) Enfoque integrado de monitoreo

A partir de las lecciones aprendidas de los esfuerzos relativamente exitosos de algunos países para frenar la deforestación en la Amazonia mediante sólidos sistemas de monitoreo en la última década, así como a partir de los resultados de este informe, WWF considera que **un enfoque integrado para monitorear los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia** puede conducir a una mejora de la conservación y al uso sostenible de estas áreas, así como al mantenimiento de la conectividad hidrológica en la región.

Los planificadores y los gerentes deben:

- Elaborar indicadores e índices para la conectividad de agua dulce de la Amazonia y la salud de sus ríos y cuencas**, el monitoreo de variables tales como la conversión de la vegetación de ribera, los pulsos y las zonas de inundación, las necesidades sociales y culturales, el pescado en el suministro de alimentos de la población amazónica, y el cumplimiento de la legislación y las políticas, entre otros.

- b. Usar el monitoreo, la comunicación de los resultados y la sensibilización para crear condiciones propicias para **proponer y desarrollar políticas nacionales, subnacionales y transfronterizas integradas** para prevenir nuevas conversiones de los ecosistemas de agua dulce y promover su uso sostenible y conservación. Utilizar la supervisión, también de manera participativa, como una parte clave de mejorar sin cesar el manejo adaptativo de los programas asociados con esas políticas.
- c. Centrar el monitoreo en la escala meso (subcuencas o partes de subcuencas), que generalmente se considera una escala adecuada de análisis para la mayoría de los grandes proyectos de infraestructura. Este es también un nivel adecuado para promover una interacción más directa entre los actores sociales pertinentes, incluidos los gobiernos, a través de su participación en un amplio diálogo social sobre los programas hidroeléctricos planeados y soluciones para la conservación de agua dulce.
- d. Al mismo tiempo, **mantener la vista de la escala macro** (la cuenca amazónica y el bioma en general, incluyendo las cuencas de los ríos amazónicos caribeños de las Guayanas), con el objetivo de hacer que haya al menos algunos grandes ríos que fluyan libremente para garantizar que la Amazonia continúa funcionando como un único sistema hidrológico.

2) Enfoque integrado para la planificación del uso de la tierra y el agua

Sobre la base de los conocimientos extraídos de los procesos convencionales de planificación del uso de la tierra autorizados en diversos países amazónicos, así como a partir de las conclusiones de este informe, el WWF considera que un enfoque integrado de la planificación del uso y ocupación de los paisajes amazónicos (tanto terrestres como de agua dulce) son fundamentales para la conservación y la gestión sostenible de estas áreas. Los planificadores y administradores deben tener en cuenta los siguientes elementos:

- a. **Los enfoques convencionales de planificación del uso de la tierra deben adaptarse y aplicarse a los ecosistemas de agua dulce**, incluyendo el desarrollo de un conjunto claro de normas y reglamentos que tengan en cuenta las características de estas áreas.
- b. **Integrar las áreas protegidas existentes (en su mayoría de las categorías I y II de la UICN) en la planificación del uso del suelo y del agua**, con el objetivo de conservar una muestra representativa de la biodiversidad y salvaguardar los procesos naturales y los servicios ambientales.
- c. **Asimismo, integrar las tierras y los ecosistemas de agua dulce gestionados o cogestionados por las comunidades tradicionales y los pueblos indígenas en los planes de uso del suelo** en las áreas designadas como reservas de uso sostenible (en su mayoría de la categoría VI de la UICN).
- d. **Hay que evitar a cualquier precio la degradación, reducción, extinción y reclasificación de las áreas protegidas (PADDD) y los territorios indígenas resultantes de una mala planificación del uso de la tierra (y del uso del agua)**. Estas áreas representan «redes de seguridad» para mantener la biodiversidad, los fundamentales ecosistemas terrestres y de agua dulce y los esenciales servicios ambientales que prestan y que pueden contribuir a asegurar la conectividad hidrológica en la Amazonia.

- e. **Promover una gestión comercial sostenible de los recursos forestales y pesqueros** que no comprometan la cubierta o la integridad de los ecosistemas de agua dulce o los servicios ecosistémicos que proporcionan los bosques.
- f. **Las empresas y los gobiernos de todos los sectores que operan en la región amazónica, en particular los que participan en actividades económicas no sostenibles, como la ganadería, las plantaciones, la energía hidroeléctrica y otras infraestructuras hídricas, la minería, la exploración de petróleo y gas y el transporte (en particular las carreteras) deben orientar sus objetivos hacia el logro de un «impacto positivo neto»**. Este concepto está siendo cada vez más adoptado por las empresas del sector productivo en su conjunto; estas empresas redefinen sus objetivos corporativos para ir más allá de la productividad y el beneficio, incorporando la necesidad de lograr claros beneficios sociales y ambientales como parte de su misión general.
- g. **Los enfoques integrados en materia de la planificación del uso de la tierra y del agua deben tener en cuenta objetivos de conservación y desarrollo más amplios a nivel regional y mundial**, así como objetivos de conservación nacional y subnacional y de desarrollo sostenible.
- h. **Las autoridades gubernamentales y empresas dedicadas a la planificación y ejecución de estrategias sobre el uso de la tierra y el agua (en particular de infraestructuras hidroeléctricas) deben adherirse estrictamente a la «jerarquía de mitigación» ampliamente aceptada y adoptada a nivel internacional** para proyectos de desarrollo de infraestructuras (evitar, minimizar, restaurar, compensar), donde la compensación se ve como un «último recurso» (tras tomar antes todas las medidas razonables para evitar o minimizar el impacto de un proyecto de desarrollo y luego restaurar la biodiversidad *in situ*).

3) Enfoque integrado de la inclusión social (sobre todo de las comunidades indígenas y otras comunidades tradicionales)

Los gobiernos de los países amazónicos tienen que respetar los derechos individuales y colectivos de **los pueblos indígenas y otras comunidades locales o tradicionales** sobre sus tierras, aguas y recursos naturales mediante la concesión de un reconocimiento oficial de sus territorios y asegurarles el acceso a los recursos naturales y ecosistemas de los que dependen (tanto terrestres como de agua dulce). Los procesos necesarios para reconocer los territorios indígenas (TI) y formalizar los derechos sobre la tierra y el agua de las comunidades locales o tradicionales se beneficiarían con un enfoque integrado que incluya a todos los departamentos pertinentes del gobierno (asuntos indígenas, agricultura, justicia, interior) y las partes interesadas en general (agricultores, sector de petróleo y gas, empresas mineras, bancos, etc.). Este enfoque debe basarse en los siguientes principios:

- a. **Respetar y aplicar los derechos de los pueblos indígenas y otras comunidades tradicionales a dar o negar su consentimiento fundamentado previo a los proyectos y actividades que afectan a su modo de vida tradicional, diversidad cultural y creencias, tierras, ríos y recursos naturales asociados**. Debe concederse una especial atención a los pueblos indígenas en aislamiento voluntario, a fin de respetar y garantizar su decisión y el derecho a vivir como ellos decidan. Dar pleno reconocimiento a las áreas conservadas por la comunidad (ACC).



- b. **Apoyar a los pueblos indígenas y otras comunidades tradicionales en la mejora de la gestión de sus territorios, el desarrollo de actividades económicas sostenibles (productos forestales no madereros, pesca, manejo forestal) y el establecimiento de vínculos efectivos con los mercados locales, nacionales, regionales y mundiales,** y dar a conocer el importante papel de los TI y sus ACC para la conservación de la naturaleza, las economías locales y la integridad de los ecosistemas (servicios de los ecosistemas, biodiversidad, almacenamiento de carbono, conectividad hidrológica, etc.).

4) Enfoque integrado de la planificación de la explotación de la energía hidroeléctrica

Con el fin de permitir que la explotación de la energía hidroeléctrica en la región amazónica sea más sostenible ambiental y socialmente, y sobre la base de su experiencia en los últimos años de compromiso con los procesos de desarrollo hidroeléctrico en la región panamazónica, WWF ha elaborado propuestas para un **enfoque integrado de la planificación de la explotación de la energía hidroeléctrica en la Amazonia**. El enfoque recomendado se basa en la necesidad de cuestionar los planes de expansión de la energía hidroeléctrica de varios países amazónicos, defendiendo un mayor énfasis en la eficiencia energética (en la generación, el transporte y el consumo de electricidad) y una mayor diversificación y descentralización de las fuentes de energía (solar, eólica y biomasa, generación urbana y rural, evitando los combustibles fósiles y nucleares). Además, las necesidades energéticas de la región amazónica tienen que ser evaluadas considerando las alternativas más adecuadas y sostenibles para la región (energía a pequeña escala proporcionada a nivel local, en oposición a la energía exportada a gran escala). Eso requeriría un cambio fundamental en la filosofía del gobierno y la práctica empresarial a través del diálogo intersectorial, la integración y la voluntad política.

Si se plantea un argumento de peso a favor de la construcción de más represas en la Amazonia, tendrían que incorporarse a la planificación de su expansión en la región los siguientes principios:

- a. **El desarrollo de infraestructuras y energía debe satisfacer las necesidades sociales de las personas que viven en la propia región y beneficiar a las economías locales,** contribuyendo al desarrollo sostenible de la zona o subregión en sí (y no solo satisfacer las necesidades de la industria y el desarrollo urbano en regiones o países remotos).
- b. **Integrar la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de los servicios proporcionados por los ecosistemas dentro de los procesos de planificación de las infraestructuras y la energía** y promover la integración del sector de la energía con la conservación de la región (salvaguardar la representación ecológica, los caudales ecológicos, la interacción entre los bosques y los ríos, etc.) mediante el uso de enfoques de planificación sistemática de la conservación (SCP) y herramientas DSS para identificar soluciones basadas en los ecosistemas.
- c. **Asegurarse de que los procesos de planificación, evaluación, consulta y toma de decisiones relacionadas con las necesidades energéticas y de infraestructura en la región se llevan a cabo a nivel de la cuenca** dada la importancia fundamental de la evaluación de los impactos acumulativos de varios proyectos hidroeléctricos en la cuenca, y evitar la planificación que contemple cada proyecto aisladamente.

- d. **Las decisiones de planificación de la energía hidroeléctrica no deben hacerse exclusivamente con base en el potencial de generación eléctrica.** La fase de inventario de cualquier proceso de planificación de la energía hidroeléctrica tiene que ir más allá de la simple definición del potencial de generación de energía de los emplazamientos alternativos para las presas, y debe considerar desde el principio el mantenimiento de los caudales ecológicos en la cuenca del río y de los potenciales usos múltiples del agua y embalses.
- e. **Llevar a cabo evaluaciones integradas de toda la cuenca sobre los impactos ambientales y sociales acumulativos de todo el conjunto de proyectos** (vías de acceso, hidrovías y proyectos de minería e hidroeléctricas) en el tramo principal del río Amazonas, sus afluentes y los afluentes de estos. Las evaluaciones transfronterizas integradas requerirán acuerdos de cooperación bilaterales o trilaterales entre países. **Realizar evaluaciones que tengan en cuenta no solo los impactos directos de los proyectos hidroeléctricos, sino también sus impactos indirectos,** tales como: los impactos indirectos de la construcción de represas sobre la deforestación resultante de la creación de las obras de construcción para los trabajadores, que más tarde se convierten en asentamientos permanentes; vías de acceso; y desencadenar un movimiento de inmigración.
- f. **Involucrar a todas las partes afectadas en el proceso de planificación desde el principio, en particular a los pueblos indígenas y otras comunidades tradicionales,** discutir las opciones del emplazamiento y otras alternativas a través de debates abiertos y democráticos de amplio alcance, basados en el principio del consentimiento libre, previo e informado.
- g. Abogar por la estricta adhesión del sector de la energía hidroeléctrica a la «jerarquía de mitigación» para proyectos de desarrollo de infraestructuras (evitar, mitigar, restaurar, compensar), e influir en empresas para llevar a cabo una previsión de **«impacto positivo neto»**, en la que se espera que los impactos positivos de las acciones de mitigación compensen a los impactos negativos del proyecto.
- h. La etapa de licenciamiento ambiental de la planificación de la energía hidroeléctrica debe poner los medios para evitar y reducir los daños ambientales causados por el proyecto, y **las medidas de mitigación resultantes deben definirse antes de las inversiones** y la implementación inicial del proyecto.
- i. La etapa de licenciamiento ambiental de la planificación de la energía hidroeléctrica debe tratar cómo evitar y reducir los daños ambientales causados por el proyecto, y las medidas de mitigación deben definirse antes de que se inicien las inversiones y se ponga en marcha el proyecto.



La visión de WWF para la región amazónica es un bioma amazónico ecológicamente saludable que mantenga sus contribuciones ambientales y culturales a los pueblos locales, los países de la región y el mundo, en un marco de equidad social, el desarrollo económico inclusivo y responsabilidad global.

La Iniciativa Amazonia Viva (LAI) de la Red WWF se dirige a los actores transfronterizos, regionales y mundiales clave para reducir la deforestación y la fragmentación de los ecosistemas de agua dulce, y vela simultáneamente por la representación ecológica y los beneficios sociales a través de la integración de las áreas protegidas y territorios indígenas dentro de una visión de todo el bioma de la región.

WWF CREE QUE:

El agua es fundamental para la vida en la tierra. Los ecosistemas de agua dulce bien conservados proporcionan recursos y servicios que nuestras sociedades necesitan: alimentos, agua, energía, actividad económica y valor cultural. En última instancia, nuestro bienestar depende de cómo manejamos los ríos y los recursos hídricos. WWF se esfuerza por lograr un mundo donde se garantice la seguridad hídrica para las personas y la naturaleza, donde los ríos nutran ecosistemas de agua dulce resistentes y saludables, que presten servicios ecosistémicos de manera sostenible para el desarrollo humano.

Los ecosistemas de agua dulce están amenazados. Casi 60 000 grandes presas han causado un considerable daño ambiental y social. Junto con las actividades asociadas a ellas, como la agricultura de regadío y los usos municipales e industriales, esas presas han contribuido de manera significativa al enorme deterioro global de la biodiversidad de agua dulce, principalmente a través de la alteración del caudal y de la interrupción de la conectividad. Además, un sinnúmero de pequeñas presas fragmentan gravemente los sistemas fluviales con un significativo impacto acumulativo potencial. Puesto que crece la demanda de los servicios que prestan las represas, sobre todo para el riego y la producción de energía hidroeléctrica, la presión sobre los ecosistemas de agua dulce es cada vez más aguda. Los impactos del cambio climático agravan la situación¹.

¹ La edición 2014 del Registro Mundial de Grandes Represas (<http://www.icold-cigb.org/>) incluye 58 266 presas. Por definición, una gran represa es una represa que tiene una altura sobre sus cimientos de un mínimo de 15 metros. El Índice Planeta Vivo de WWF (IPV), que mide la evolución de las poblaciones de miles de especies de vertebrados, muestra una disminución del 76 % de las especies de agua dulce entre 1970 y 2010. Esa información procede de la Posición Mundial sobre Represas de WWF (que incluye referencias al Informe Planeta Vivo de 2014 de WWF).

BIBLIOGRAFÍA

Abell, R., J. D. Allan, and B. Lehner. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* 134:48-63.

Abell, R., M. L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. C. Balderas, W. Bussing, M. L. J. Stiassny, P. Skelton, G. R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J. V. Higgins, T. J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H. L. Lopez, R. E. Reis, J. G. Lundberg, M.H. S. Perez, and P. Petry. 2008. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience* 58:403-414.

Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, and L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68:1119-1132.

Alexander, R. B., R. A. Smith, and G. E. Schwarz. 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403:758-761.

Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35:257-284.

Amoros, C. and G. Bornette. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47:761-776.

Andreassian, V. 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291:1-27.

[ANEEL] Agência Nacional de Energia Elétrica. 2012. (1 de mayo de 2012; www.aneel.gov.br).

Angermeier, P. L. and J. R. Karr. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: Considerations in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management* 6:418-429.

Araujo-Lima, C. A. R. M., B. R. Forsberg, R. Victoria, and L. Martinelli. 1986. Energy-sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science* 234:1256-1258.

Ashe, K. 2012. Elevated mercury concentrations in humans of Madre de Dios, Peru. *PLoS ONE* 7:e33305.

Asner, G. P., W. Llacayp, R. Tupayachi, and E. R. Luna. 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proc Natl Acad Sci U S A* 110:18454-18459.

Bagley, J. E., A. R. Desai, K. J. Harding, and P. K. Snyder. 2014. Drought and deforestation: Has land cover change influenced recent precipitation extremes in the Amazon? *Journal of Climate* 27:345-361.

Balbín, C. and V. La Rosa. 2012. Hidroeléctricas y conflictos sociales: Recomendaciones para una mejor gestión ambiental. Friedrich Ebert Stiftung, Lima.

Banco Mundial. 2008. Summary report. Vol. 1 of Environmental licensing for hydroelectric projects in Brazil: A contribution to the debate. The World Bank, Washington, DC.

Barthem, R. and M. Goulding. 1997. The catfish connection: ecology, migration and conservation of Amazon predators. Columbia University Press, Nueva York.

Barthem, R. B., M. C. L. Ribeiro, and M. Petrere. 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Biological Conservation* 55:339-345.

Bayley, P. B. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems: Significant economic advantages and increased biodiversity and stability would result from restoration of impaired systems. *Bioscience* 45:153-158.

Bayley, P. B. 1998. Aquatic Biodiversity and Fisheries Management in the Amazon. Naciones Unidas y Banco Mundial, Roma.

Bayley, P. B. and M. Petrere Jr. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. Pages 385-398 in D. P. Dodge, editor. *Proceedings*

of the international large river symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.

Bernard, E., L. A. Penna, and E. Araujo. 2014. Downgrading, Downsizing, Degazettement, and Reclassification of Protected Areas in Brazil. *Conserv Biol.*

Biggs, T. W., T. Dunne, and L. A. Martinelli. 2004. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon Basin. *Biogeochemistry* 68:227-257.

Bodmer, R., P. Puertas, J. Garcia, D. Dias, and C. Reyes. 1999. Game animals, palms, and people of the flooded forests: Management considerations for the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. Pages 203-232 in P. C., A. MA., P.-V. M., and H. A., editors. *Várzea: diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains*. New York Botanical Garden Press, Nueva York.

Bojsen, B. H. and R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* 47:2246-2260.

Brando, P. M., J. K. Balch, D. C. Nepstad, D. C. Morton, F. E. Putz, M. T. Coe, D. Silverio, M. N. Macedo, E. A. Davidson, C. C. Nobrega, A. Alencar, and B. S. Soares-Filho. 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc Natl Acad Sci U S A*.

Brando, P. M., D. C. Nepstad, J. K. Balch, B. Bolker, M. C. Christman, M. Coe, and F.E. Putz. 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology* 18:630-641.

Brauman, K. A., G. C. Daily, T. K. e. Duarte, and H. A. Mooney. 2007. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32:67-98.

Brondízio, E. 2008. The Amazonian caboclo and the Acaí palm: forest farmers in the global market. New York Botanical Garden Press, Nueva York.

Bruijnzeel, L. A. 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. Faculty of Earth Sciences, Free University Amsterdam, The Netherlands.

Bruijnzeel, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture Ecosystems & Environment* 104:185-228.

Butt, N., P. A. de Oliveira, and M. H. Costa. 2011. Evidence that deforestation affects the onset of the rainy season in Rondonia, Brazil. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 116.

Calabrese, J. M. and W. F. Fagan. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:529-536.

Calder, I. R. 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology* 18:625-631.

Canas, C. M. and W. E. Pine. 2011. Documentation of the temporal and spatial patterns of Pimelodidae catfish spawning and larvae dispersion in the Madre de Dios (Peru): Insights for conservation in the Andean-Amazon headwaters. *River Research and Applications* 27:602-611.

Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8:559-568.

Castello, L. 2008. Lateral migration of Arapaima gigas in floodplains of the Amazon. *Ecology of Freshwater Fish* 17:38-46.

Castello, L., D. G. McGrath, and P. S. A. Beck. 2011. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fisheries Research* 110:356-364.

Castello, L., D. G. McGrath, L. L. Hess, M. T. Coe, P. A. Lefebvre, P. Petry, M. N. Macedo, V. F. Renó, and C. C. Arantes. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*:n/a-n/a.

Chaves, J., C. Neill, S. Germer, S. G. Neto, A. V. Krusche, A. C. Bonilla, and H. Elsenbeer. 2009. Nitrogen transformations in flowpaths leading from soils to streams in Amazon forest and pasture. *Ecosystems* 12:961-972.

Cleary, D. 2001. Towards an environmental history of the Amazon: from prehistory to the nineteenth century. *Latin American Research Review*:65-96.

Coe, M. T., M. H. Costa, and E. A. Howard. 2008. Simulating the surface waters of the Amazon River basin: impacts of new river geomorphic and flow parameterizations RID A-5695-2009. *Hydrological Processes* 22:2542-2553.

Coe, M. T., M. H. Costa, and B. S. Soares-Filho. 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – Land surface processes and atmospheric feedbacks. *Journal of Hydrology* 369:165-174.

Coe, M. T., E. M. Latrubesse, M. E. Ferreira, and M. L. Amsler. 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry* 105:119-131.

Coe, M. T., T. R. Marthews, M. H. Costa, D. R. Galbraith, N. L. Greenglass, H. M. Imbuzeiro, N. M. Levine, Y. Malhi, P. R. Moorcroft, M. N. Muza, T. L. Powell, S. R. Saleska, L. A. Solorzano, and J. Wang. 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south–southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368.

Costa, M. H., A. Botta, and J. A. Cardille. 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology* 283:206-217.

Costa, M. H. and J. A. Foley. 1997. Water balance of the Amazon Basin: Dependence on vegetation cover and canopy conductance. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 102:23973-23989.

Cote, D., D. Kehler, C. Bourne, and Y. Wiersma. 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* 24:101-113.

Crampton, W. G. R., L. Castello, and J. P. Viana. 2004. Fisheries in the Amazon várzea: historical trends, current status, and factors affecting sustainability. Pages 76-95 in K. Silvius, R. Bodmer, and J. M. V. Fragoso, editors. *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, Nueva York.

D’Almeida, C., C. J. Vorosmarty, G. C. Hurtt, J. A. Marengo, S. L. Dingman, and B.D. Keim. 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology* 27:633-647.

Da Silveira, R., J. V. Amaral, W. E. Magnusson, and J. B. Thorbjarnarson. 2011. *Melanosuchus Niger* (black caiman): long distance movement. *Herpetological Review* 4.

Da Silveira, R., E. E. Ramalho, J. B. Thorbjarnarson, and W. E. Magnusson. 2010. Depredation by jaguars on caimans and importance of reptiles in the diet of jaguar. *Journal of Herpetology* 44:418-424.

Davidson, E. A., A. C. de Araujo, P. Artaxo, J. K. Balch, I. F. Brown, M. M. C. Bustamante, M. T. Coe, R. S. DeFries, M. Keller, M. Longo, J. W. Munger, W. Schroeder, B. S. Soares, C. M. Souza, and S. C. Wofsy. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* 481:321-328.

de Mérona, B. and D. Gascuel. 1993. The effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. *Aquatic Living Resources* 6:97-108.

De Miguel, E., D. Clavijo, M. F. Ortega, and A. Gomez. 2014. Probabilistic meta-analysis of risk from the exposure to Hg in artisanal gold mining communities in Colombia. *Chemosphere* 108:183-189.

Dias, A. S., J. Johnson, L. H. Gomez, G. Accacio, C. C. Maretti, K. Lawrence, S. Charity, and D. Oliveira. 2014. Deforestation fronts in the Amazon Region: Current situation and future trends, a preliminary summary. *La COP 20: Perspectivas desde el Sur WWF Living Amazon Initiative, Universidad Ruiz de Montoya, Lima, Perú*.

Ewel, K. C. 2009. Appreciating tropical coastal wetlands from a landscape perspective. 8:26-26.

Fachín-Terán, A., R. C. Vogt, and J. B. Thorbjarnarson. 2006. Seasonal movements of *Podocnemis sextuberculata* (Testudines: Podocnemididae) in the Mamirauá sustainable development reserve, Amazonas, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 5:18-24.

Fagan, W. F. 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* 83:3243-3249.

Fearnside, P. 2013a. The evolving context of Brazil’s environmental policies in Amazonia. *Novos Cadernos NAEA* 16:9-25.

Fearnside, P. 2013b. Viewpoint – Decision making on Amazon dams: Politics trumps uncertainty in the Madeira River sediments controversy. *Water Alternatives* 6:313-325.

Fearnside, P. M. 2001. Environmental impacts of Brazil’s Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management* 27:377-396.

Fearnside, P. M. 2004. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies provide a springboard for rethinking a supposedly ‘clean’ energy source– An editorial comment. *Climatic Change* 66:1-8.

Fearnside, P. M. 2005. Brazil’s Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management* 35:1-19.

Fearnside, P. M. 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil’s hydroelectric development of the Xingu River basin. *Environmental Management* 38:16-27.

Fearnside, P. M. 2014. Viewpoint – Brazil’s Madeira River dams: A setback for environmental policy in Amazonian development. *Water Alternatives* 7:1-15.

Ferreira Júnior, P. and P. Castro. 2010. Nesting ecology of *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) and *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines, Podocnemididae) in the Javaés River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70:85-94.

Finer, M. and C. N. Jenkins. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS ONE* 7:e35126.

Finer, M., C. N. Jenkins, S. L. Pimm, B. Keane, and C. Ross. 2008. Oil and gas projects in the Western Amazon: threats to wilderness, biodiversity, and indigenous peoples. *PLoS ONE* 3:e2932.

Finer, M., V. Vijay, F. Ponce, C. N. Jenkins, and T. R. Kahn. 2009. Ecuador’s Yasuni Biosphere Reserve: a brief modern history and conservation challenges. *Environmental Research Letters* 4.

Flores, B. M., M.-T. F. Piedade, and B. W. Nelson. 2012. Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. *Plant Ecology & Diversity*:1-9.

Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P.K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570-574.

Forsberg, B. R., C. A. R. M. Araujo-Lima, L. A. Martinelli, R. I. Victoria, and J. A. Bonassi. 1993. Autotrophic carbon-sources for fish of the Central Amazon. *Ecology* 74:643-652.

Freeman, M. C., C. M. Pringle, and C. R. Jackson. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association* 43:5-14.

Furtado, L. G., W. Leitão, and A. F. Melo, editors. 1993. *Povos das águas, realidade e perspectivas na Amazônia*. Ministério de Ciência e Tecnologia, Conselho Nacional de Pesquisa, Museu Paraense Emilio Goeldi, Belém, Brazil.

Gardner, E. 2012. Peru battles the golden curse of Madre de Dios. *Nature* 486.

Gergel, S. E. 2005. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading? *Landscape Ecology* 20:177-189.

Gergel, S. E., M. G. Turner, J. R. Miller, J. M. Melack, and E. H. Stanley. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64:118- 128.

Giambelluca, T. W. 2002. Hydrology of altered tropical forest. *Hydrological Processes* 16:1665-1669.

Godinho, A. L. and B. Kynard. 2009. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. *River Research and Applications* 25:702-712.

Godoy, J. R., G. Petts, and J. Salo. 1999. Riparian flooded forests of the Orinoco and Amazon basins: a comparative review. *Biodiversity and Conservation* 8:551-586.

Gomes, L. C. and A. A. Agostinho. 1997. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Parana River, Brazil.

Fisheries Management and Ecology 4:263-274.

Goulding, M. 1980. The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history. University of California Press, Los Angeles, CA.

Goulding, M., R. Barthem, and E. J. G. Ferreira. 2003. The Smithsonian atlas of the Amazon. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Gunkel, G., U. Lange, D. Walde, and J. W. C. Rosa. 2003. The environmental and operational costs of Curuá-Una, a reservoir in the Amazon region of Pará, Brazil. *Lakes & Reservoir: Research & Management* 8:201-216.

Gutiérrez-Vélez, V. H., R. DeFries, M. Pinedo-Vásquez, M. Uriarte, C. Padoch, W. Baethgen, K. Fernandes, and Y. Lim. 2011. High-yield oil palm expansion spares land at the expense of forests in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters* 6:044029.

Hamilton, S. K., J. Kelndorfer, B. Lehner, and M. Tobler. 2007. Remote sensing of floodplain geomorphology as a surrogate for biodiversity in a tropical river system (Madre de Dios, Peru). *Geomorphology* 89:23-38.

Hamilton, S. K., S. J. Sippel, and J. M. Melack. 2002. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 107:LBA 5-1-LBA 5-14.

Hansen, A. J. and R. DeFries. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* 17:974-988.

Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, A. Kommareddy, K. Egorov, L. Chini, C. O. Justice, and J. G. R. Townsend. 2013. High-resolution global maps of 21st- century forest cover change. *Science* 342:850-853.

Haugaasen, T. and C. A. Peres. 2005. Tree phenology in adjacent Amazonian flooded and unflooded forests. *Biotropica* 37:620-630.

Hayhoe, S. J., C. Neill, S. Porder, R. McHorney, P. Lefebvre, M. T. Coe, H. Elsenbeer, and A. V. Krusche. 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Global Change Biology* 17:1821-1833.

Hess, G. R. 1996. Linking extinction to connectivity and habitat destruction in metapopulation models. *The American Naturalist* 148:226-236.

Hess, L. L., J. M. Melack, E. M. L. M. Novo, C. C. F. Barbosa, and M. Gastil. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment* 87:404-428.

Howard, J., M. A. Trotz, K. Thomas, E. Omisca, H. T. Chiu, T. Halfhide, F. Akiwumi, R. Michael, and A. L. Stuart. 2011. Total mercury loadings in sediment from gold mining and conservation areas in Guyana. *Environmental Monitoring and Assessment* 179:555-573.

Huffman, G. J., R. F. Adler, D. T. Bolvin, G. Gu, E. J. Nelkin, K. P. Bowman, Y. Hong, E. F. Stocker, and D. B. Wolff. 2007. The TRMM multi-satellite precipitation analysis: quasi-global, multi-year, combined-sensor precipitation estimates at fine scale. *J. Hydrometeor.* 8:38-55.

Indriunas, L. 1998. FHC inaugura obras em viagem ao Pará. *Folha de São Paulo*, São Paulo.

IPEA, CEPAL y GIZ. 2011. Avaliação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) 2007-2010. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Comisión Económica para América Latina y el Caribe y Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit, Brasília, Brasil.

Isaac, V. and M. Almeida. 2011. El consumo de pescado en la Amazonia brasileña. *FAO*, Roma.

Jackson, D. C. and G. Marmulla. 2001. The influence of dams on river fisheries. Pages 166-144 in G. Marmulla, editor. *Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution*. Food & Agriculture Org., Rome.

Jantz, P., S. J. Goetz, and N. Laporte. 2014. Carbon stock corridors to mitigate climate change and promote biodiversity in the tropics. *Nature Climate Change* 4:138-142.

Jenkins, C. N. and L. Joppa. 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142:2166-2174.

Jochnick, C., R. Norman, and S. Zaidi. 1994. Rights violations in the Ecuadorian Amazon: the human consequences of oil development. *Health Human Rights* 1:82-100.

Jones, C. and L. M. V. Carvalho. 2013. Climate change in the South American Monsoon System: Present climate and CMIP5 projections. *Journal of Climate* 26:6660-6678.

Junk, W. J. 1993. Wetlands of tropical South America. Pages 679-739 in D. Whigham and D. H. Dykyjová, editors. *Wetlands of the World: Inventory, ecology, and management*. Kluwer Academic Publishers, Boston.

Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:110-127.

Junk, W. J. and J. A. S. N. d. Mello. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos Avançados* 4:126-143.

Junk, W. J., M. G. Mota Soares, and P. B. Bayley. 2007. Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10:153-173.

Junk, W. J., J. J. Ohly, M. T. F. Piedade, and M. G. M. Soares. 2000. The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable management. Backhuys Publishers.

Junk, W. J. and M. T. F. Piedade. 2004. Status of knowledge, ongoing research, and research needs in Amazonian wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 12:597- 609.

Junk, W. J., M. T. F. Piedade, J. Schöngart, M. Cohn-Haft, J. M. Adeney, and F. Wittmann. 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31:623-640.

Kacowicz, Z. 1985. Covenio ELETRONORTE/CNPQ/INPA. Relatório do projeto: Estudo de ecologia e controle ambiental nas regiões do reservatório UHE de Balbina e Samuel: Comentário., Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Brasília.

Kalliola, R., M. Puhakka, J. Salo, H. Tuomisto, and K. Ruokolainen. 1991. The dynamics, distribution and classification of swamp vegetation in Peruvian Amazonia. *Annales Botanici Fennici* 28:225-239.

Kallis, G. and D. Butler. 2001. The EU water framework directive: measures and implications. *Water Policy* 3:125-142.

Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6.6:21-27.

Karr, J. R. 1991. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications* 1:66-84.

Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant, and I. J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. *Illinois National Historical Survey*.

Kasper, D., B. R. Forsberg, J. H. F. Amaral, R. P. Leitaó, S. S. Py-Daniel, W. R. Bastos, and O. Malm. 2014. Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from Balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science & Technology* 48:1032-1040.

Kemenes, A., B. R. Forsberg, and J. M. Melack. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysical Research Letters* 34.

Kemenes, A., B. R. Forsberg, and J. M. Melack. 2011. CO₂ emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 116.

Keuroghlian, A. and D. P. Eaton. 2008. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by Tayassu pecari, a wide-ranging frugivore. *Journal of Zoology* 275:283-293.

La Rovere, E. L. and F. E. Mendes. 2000. Tucuruí Hydropower Complex, Brazil, A WCD case study prepared as an input to the World Commission on Dams. *Comisión Mundial sobre Represas*, Ciudad del Cabo.

Lagler, K. F., J. F. Kapetski, and D. J. Stewart. 1971. The fisheries of the Kafue River Flats, Zambia, in relation to the Kafue Gorge Dam. Central Fisheries Research Institute, Chilanga (Zambia).

Lammert, M. and J. D. Allan. 1999. Assessing biotic integrity of streams: Effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23:257-270.

Lathuillière, M. J., M. S. Johnson, and S. D. Donner. 2012. Water use by terrestrial ecosystems: temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. *Environmental Research Letters* 7:024024.

Latrubesse, E. M., M. L. Amsler, R. P. de Moraes, and S. Aquino. 2009. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. *Geomorphology* 113:239-252.

Lees, A. C. and C. A. Peres. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22:439-449.

Lehner, B., K. Verdin, and A. Jarvis. 2006. HydroSHEDS Technical Documentation. World Wildlife Fund US, Washington, DC. Available at <http://hydrosheds.cr.usgs.gov>.

Leopold, L. B., M. G. Wolman, and J. P. Miller. 1964. Fluvial processes in geomorphology. W. H. Freeman & Sons, San Francisco.

Lesack, L. F. W. 1995. Seepage exchange in an Amazon floodplain lake. *Limnology and Oceanography* 40:598-609.

Lewis, S. L., P. M. Brando, O. L. Phillips, G. M. van der Heijden, and D. Nepstad. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science* 331:554.

Li, K. Y., M. T. Coe, N. Ramankutty, and R. De Jong. 2007. Modeling the hydrological impact of land-use change in West Africa. *Journal of Hydrology* 337:258-268.

Liermann, C. R., C. Nilsson, J. Robertson, and R. Y. Ng. 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience* 62:539-548.

Lima, L. S., M. T. Coe, B. S. Soares Filho, S. V. Cuadra, L. C. P. Dias, M. H. Costa, L.S. Lima, and H. O. Rodrigues. 2013. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. *Landscape Ecology* 29:261-274.

Limburg, K. E. and J. R. Waldman. 2009. Dramatic declines in North Atlantic diadromous fishes. *Bioscience* 59:955-965.

Little, P. 2014. Mega-Development Projects in Amazonia; A geopolitical and socioenvironmental primer. Red Jurídica Amazónica (RAMA) Articulación Regional Amazónica (ARA) Derecho Ambiente y Recursos Naturales (DAR), Lima, Perú.

Locatelli, B. and R. Vignola. 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? *Forest Ecology and Management* 258:1864- 1870.

Lorion, C. M. and B. P. Kennedy. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology* 54:165-180.

Lubiana, A. and P. D. Ferreira Júnior. 2009. Pivotal temperature and sexual dimorphism of *Podocnemis expansa* hatchlings (Testudines: Podocnemididae) from Bananal Island, Brazil. *Zoologia (Curitiba)* 26:527-533.

Macedo, M., R. DeFries, D. Morton, C. Stickler, G. Galford, and Y. Shimabukuro. 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *PNAS* 109:1341-1346.

Macedo, M. N., M. T. Coe, R. DeFries, M. Uriarte, P. M. Brando, C. Neill, and W. S. Walker. 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368:20120153.

Magalhaes, S. B. 1990. Tucuruí: A relocation policy in context. Pages 105-114 in L. A.O. Santos and L. M. M. Andrade, editors. Hydroelectric dams on Brazil's Xingu River and Indigenous peoples. Cultural Survival, Cambridge, Massachusetts.

Mahli, Y., J. T. Roberts, R. A. Betts, T. J. Killeen, W. Li, and C. A. Nobre. 2007. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319:169-172.

Malhi, Y., L. E. Aragão, D. Galbraith, C. Huntingford, R. Fisher, P. Zelazowski, P. Meir, and P. Others. 2009. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. Pages 20610-20615 in National Academy of Sciences.

Malhi, Y., E. Pegoraro, A. D. Nobre, M. G. P. Pereira, J. Grace, A. D. Culf, and R. Clement. 2002. Energy and water dynamics of a central Amazonian rain forest. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 107.

Malmquist, B. and S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29:134-153.

Marengo, J. A., B. Liebmann, A. M. Grimm, V. Misra, P. L. S. Dias, I. F. A. Cavalcanti, L. M. V. Carvalho, E. H. Berbery, T. Ambrizzi, C. S. Vera, A. C. Saulo, J. Nogues- Paegle, E. Zipser, A. Seth, and L. M. Alves. 2012. Recent developments on the South American monsoon system. *International Journal of Climatology* 32:1-21.

Maretti, C. C., J. C. Riveros, R. Hofstede, D. Oliveira, S. Charity, T. Granizo, C. Alvarez, P. Vialdujo, and C. Thompson. 2014. State of the Amazon: Ecological representation in protected areas and indigenous territories., Iniciativa Amazonia Viva de WWF, Brasília, Brasil; Quito, Ecuador.

Marinho, J. S., M. O. Lima, E. C. d. O. Santos, I. M. de Jesus, M. d. C. N. Pinheiro, C.N. Alves, and R. C. S. Muller. 2014. Mercury speciation in hair of children in three communities of the Amazon, Brazil. *BioMed Research International* 2014:1-9.

Martin, A. R. and V. M. E. da Silva. 2004. River dolphins and flooded forest: seasonal habitat use and sexual segregation of botos (*Inia geoffrensis*) in an extreme cetacean environment. *Journal of Zoology* 263:295-305.

Martin, A. R., V. M. F. Da Silva, and D. L. Salmon. 2004. Riverine habitat preferences of botos (*Inia geoffrensis*) and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the central Amazon. *Marine Mammal Science* 20:189-200.

May, P. H., B. Millikan, and M. F. Gebara. 2011. The context of REDD+ in Brazil: Drivers, agents and institutions. CIFOR, Bogor, Indonesia.

McClain, M. E. and R. E. Cossio. 2003. The use of riparian environments in the rural Peruvian Amazon. *Environmental Conservation* 30:242-248.

McClain, M. E. and H. Elsenbeer. 2001. Terrestrial Inputs to Amazon Streams and Internal Biogeochemical Processing in M. E. McClain, R. L. Victoria, and J. E. Richey, editors. The Biogeochemistry of the Amazon Basin. Oxford University Press.

McClain, M. E. and R. J. Naiman. 2008. Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazon River. *Bioscience* 58:325-338.

McGrath, D. G., A. Cardoso, O. T. Almeida, and J. Pezzuti. 2008. Constructing a policy and institutional framework for an ecosystem-based approach to managing the Lower Amazon floodplain. *Environment, Development and Sustainability* 10:677-695.

Melack, J. M. and M. T. Coe. 2013. Climate change and the floodplain lakes of the Amazon Basin. Pages 295-310 in C. R. Goldman, M. Kumagai, and R. Robarts, editors. Amazonia and Global Change. John Wiley and Sons.

Melack, J. M. and B. R. Forsberg. 2001. Biogeochemistry of Amazon Floodplain Lakes and Associated Wetlands. Pages 235-274 in M. E. McClain, R. L. Victoria, and J. E. Richey, editors. The Biogeochemistry of the Amazon Basin. Oxford University Press, Nueva York.

Melack, J. M. and L. L. Hess. 2011. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin Amazonian Floodplain Forests. Pages 43-59 in W. J. Junk, M. T. F. Piedade, F. Wittmann, J. Schöngart, and P. Parolin, editors. Springer Netherlands.

Melack, J. M., E. M. L. M. Novo, B. R. Forsberg, M. T. F. Piedade, and L. Maurice. 2009. Floodplain ecosystem processes. Pages 525-541 in M. Keller, M. G. J. Bustamante, and P. S. Dias, editors. Amazonia and Global Change. American Geophysical Union, Washington, DC.

Miguez-Macho, G. and Y. Fan. 2012. The role of groundwater in the Amazon water cycle: 1. Influence on seasonal streamflow, flooding and wetlands. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 117.

Naiman, R. J. and H. Decamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658.

Naiman, R. J., H. Decamps, and M. E. McClain. 2005. *Riparia – Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press, London.

Neill, C., M. T. Coe, S. H. Riskin, A. V. Krusche, H. Elsenbeer, M. N. Macedo, R. McHorney, P. Lefebvre, E. A. Davidson, R. Scheffler, A. M. Figueira, S. Porder, and L.A. Deegan. 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368.

Neill, C., L. A. Deegan, S. M. Thomas, and C. C. Cerri. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications* 11:1817-1828.

Nel, J. L., D. J. Roux, R. Abell, P. J. Ashton, R. M. Cowling, J. V. Higgins, M. Thieme, and J. H. Viers. 2009. Progress and challenges in freshwater conservation planning. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 19:474-485.

Nepstad, D., D. McGrath, C. Stickler, A. Alencar, A. Azevedo, B. Swette, T. Bezerra, M. DiGiano, J. Shimada, R. Seroa da Motta, E. Armijo, L. Castello, P. Brando, M.C. Hansen, M. McGrath-Horn, O. Carvalho, and L. Hess. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344:1118-1123.

Nepstad, D., B. Soares-Filho, F. Merry, A. Lima, P. Moutinho, J. B. M. Carter, A. Cattaneo, H. Rodrigues, S. Schwartzman, D. McGrath, C. M. Stickler, R. Lubowski, P. Piris-Cabezas, S. Rivero, A. Alencar, O. Almeida, and O. Stella. 2009. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* 326:1350-1351.

Nepstad, D. C. 2007. The Amazon's Vicious Cycles: Drought and Fire in the Greenhouse: Ecological and Climatic Tipping Points of the World's Largest Tropical Rainforest, and Practical Preventive Measures. WWF.

Nevado, J. J. B., R. C. R. Martin-Doimeadios, F. J. G. Bernardo, M. J. Moreno, A. M. Herculano, J. L. M. do Nascimento, and M. E. Crespo-Lopez. 2010. Mercury in the Tapajos River basin, Brazilian Amazon: A review. *Environment International* 36:593- 608.

Nilsson, C. and K. Berggren. 2000. Aterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *Bioscience* 50:783-792.

Nogueira, C., P. A. Buckup, N. A. Menezes, O. T. Oyakawa, T. P. Kasecker, M. B. Ramos Neto, and J. M. da Silva. 2010. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *PLoS ONE* 5:e11390.

Olden, J. D. and R. J. Naiman. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55:86-107.

Oliveira, J. A. P. 2002. Implementing environmental policies in developing countries through decentralization: the case of protected areas in Bahia, Brazil. *World Development* 30:1713-1736.

Oliveira, L. J. C., M. H. Costa, B. S. Soares-Filho, and M. T. Coe. 2013. Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario. *Environmental Research Letters* 8:024021.

Ouboter, P. E., G. A. Landburg, J. H. Quik, J. H. Mol, and F. van der Lugt. 2012. Mercury levels in pristine and gold mining impacted aquatic ecosystems of Suriname, South America. *Ambio* 41:873-882.

Padoch, C. 1988. Aguaje (*Mauritia flexuosa* Lf) in the economy of Iquitos, Peru. *Advances in Economic Botany* 6:214-224.

Palmeirim, A. F., C. A. Peres, and F. C. W. Rosas. 2014. Giant otter population responses to habitat expansion and degradation induced by a mega hydroelectric dam. *Biological Conservation* 174:30-38.

Peres, C. A. and J. W. Terborgh. 1995. Amazonian nature-reserves – an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9:34-46.

Petermann, P. 1997. The birds. Pages 419-454 in W. J. Junk, editor. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin.

Petts, G. E. 1984. *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. John Wiley.

Piedade, M. T. F., W. J. Junk, and S. P. Long. 1991. The productivity of the C4 grass *Echinochloa-Polystachya* on the Amazon floodplain. *Ecology* 72:1456-1463.

Pinedo-Vasquez, M., J. B. Pasqualle, D. C. Torres, and K. Coffey. 2001. A tradition of change: the dynamic relationship between biodiversity and society in sector Muyuy, Peru. *Environmental Science and Policy* 5:43-53.

Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks, and J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river restoration and conservation. *Bioscience* 47:769-784.

Prance. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* 31:26-38.

Pringle, C. 2003a. The need for a more predictive understanding of hydrologic connectivity. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 13:467-471.

Pringle, C. 2003b. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes* 17:2685-2689.

Pringle, C. M. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecological Applications* 11:981-998.

[PROTEGER] Fundación PROTEGER, International Rivers, ECOA. Dams in Amazonia. 2012. (1 May 2012; www.dams-info.org).

RAISG. 2012. Amazon Protected Areas and Indigenous Territories. Red Amazónica de Información Socioambiental Georeferenciada.

Reis, R. E., S. O. Kullander, and C. Ferraris, Jr. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.

Renó, V. F., E. M. L. M. Novo, C. Suemitsu, C. D. Rennó, and T. S. F. Silva. 2011. Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. *Remote Sensing of Environment*.

Ribeiro, J. W., A. P. Lima, and W. E. Magnusson. 2012. The effect of riparian zones on species diversity of frogs in Amazonian forests. *Copeia*:375-381.

Ribeiro, M., M. Petrere, and A. A. Juras. 1995. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins River Basin, Brazil. *Regulated Rivers-Research & Management* 11:325-350.

Rosenberg, D. M., P. McCully, and C. M. Pringle. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *Bioscience* 50:746-751.

Rudorff, C. M., J. M. Melack, and P. D. Bates. 2014a. Flooding dynamics on the lower Amazon floodplain: 1. Hydraulic controls on water elevation, inundation extent, and river-floodplain discharge. *Water Resources Research* 50:619-634.

Rudorff, C. M., J. M. Melack, and P. D. Bates. 2014b. Flooding dynamics on the lower Amazon floodplain: 2. Seasonal and interannual hydrological variability. *Water Resources Research* 50:635-649.

Sagar, A. D. 2000. Capacity development for the environment: A view for the south, a view for the north. *Annual Review of Energy and the Environment* 25:377-439.

Sahin, V. and M. J. Hall. 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology* 178:293-309.

Santos-Frances, F., A. Garcia-Sanchez, P. Alonso-Rojo, F. Contreras, and M. Adams. 2011. Distribution and mobility of mercury in soils of a gold mining region, Cuyuni river basin, Venezuela. *Journal of Environmental Management* 92:1268-1276.

Schaefer, S. A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical Cascudinhos (Siluroidei: Loricaridae). Pages 375-400 in L. R. Malabarba, R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena, and C. A. S. Lucena, editors. *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. EDIPUCRS, Porto Alegre.

Schiesari, L. and B. Grillitsch. 2011. Pesticides meet megadiversity in the expansion of biofuel crops. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:215-221.

Schiesari, L., A. Waichman, T. Brock, C. Adams, and B. Grillitsch. 2013. Pesticide use

and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 368.

Schindler, D. W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography* 51:356-363.

Schwarzenbach, R. P., B. I. Escher, K. Fenner, T. B. Hofstetter, C. A. Johnson, U. von Gunten, and B. Wehrli. 2006. The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313:1072-1077.

Setti, A. A. 2004. Legislation and institutional systems for water resources management in Brazil and their relevance to the Amazon. Pages 167-202 in L. E. Aragón and M. Clüsener-Godt, editors. UNESCO.

Shuttleworth, W. J. 1988. Evaporation from Amazonian forests. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 233:321-346.

Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. Pages 127-166 in H. Sioli, editor. *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.

Smith, N. J. H. 2002. *Amazon Sweet Sea: Land, Life, and Water at the River's Mouth*. University of Texas Press.

Smith, S. V., W. H. Renwick, R. W. Buddemeier, and C. J. Crossland. 2001. Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochemical Cycles* 15:697-707.

Soares-Filho, B., P. Moutinho, D. Nepstad, A. Anderson, H. Rodrigues, R. Garcia, L. Dietzsch, F. Merry, M. Bowman, L. Hissa, R. Silvestrini, and C. Maretti. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc Natl Acad Sci U S A* 107:10821-10826.

Soares-Filho, B., R. Rajão, M. Macedo, A. Carneiro, W. Costa, M. Coe, H. Rodrigues, and A. Alencar. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344.

Sonter, L. J., D. J. Barrett, C. J. Moran, and B. S. Soares-Filho. 2015. Carbon emissions due to deforestation for the production of charcoal used in Brazil's steel industry. *Nature Clim. Change* advance online publication.

Spracklen, D. V., S. R. Arnold, and C. M. Taylor. 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* 489:282-U127.

St Louis, V. L., C. A. Kelly, E. Duchemin, J. W. M. Rudd, and D. M. Rosenberg. 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *Bioscience* 50:766-775.

Sterling, S. M., A. Ducharne, and J. Polcher. 2013. The impact of global land-cover change on the terrestrial water cycle. *Nature Clim. Change* 3:385-390.

Stickler, C. M., M. T. Coe, M. H. Costa, D. C. Nepstad, D. G. McGrath, L. C. P. Dias, H. O. Rodrigues, and B. S. Soares-Filho. 2013a. Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. Pages 9601-9606 in *National Academy of Sciences*.

Stickler, C. M., D. C. Nepstad, A. A. Azevedo, and D. G. McGrath. 2013b. Defending public interests in private lands: compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368:20120160.

Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. E. Parker, III, and D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical birds*. University of Chicago Press, Chicago.

Sweeney, B. W., T. L. Bott, J. K. Jackson, L. A. Kaplan, J. D. Newbold, L. J. Standley, W. C. Hession, and R. J. Horwitz. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proc Natl Acad Sci U S A* 101:14132-14137.

Swenson, J. J., C. E. Carter, J.-C. Domec, and C. I. Delgado. 2011. Gold mining in the Peruvian Amazon: global prices, deforestation, and mercury imports. *PLoS ONE* 6:e18875.

Switkes, G. 2002. Brazilian government pushes ahead with plans for huge dams in Amazon. *World Rivers Review* 17:12-13.

Switkes, G. 2005. Foiling the Aluminum Industry: A toolkit for communities, consumers, and workers. *International Rivers Network*, Berkeley, CA.

Switkes, G. 2007. Madeira dams in Amazon get go-ahead. *World Rivers Review* 22:12-13.

Syvitski, J. P. M., C. J. Vörösmarty, A. J. Kettner, and P. Green. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308:376-380.

Thieme, M., B. Lehner, R. Abell, S. K. Hamilton, J. Kelldorfer, G. Powell, and J. C. Riveros. 2007. Freshwater conservation planning in data-poor areas: An example from a remote Amazonian basin (Madre de Dios River, Peru and Bolivia). *Biological Conservation* 135:484-501.

Uriarte, M., C. B. Yackulic, Y. Lim, and J. A. Arce-Nazario. 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology* 26:1151-1164.

Van Der Windt, H. J. and J. A. A. Swart. 2008. Ecological corridors, connecting science and politics: The case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 45:124-132.

Van Dijck, P. 2013. *The impact of the IIRSA road infrastructure programme in Amazonia*. Routledge, Nueva York, NY.

Veríssimo, A., A. Rolla, A. P. C. Souto Maior, A. Monteiro, B. Brito, C. Souza Jr., C. C. Augusto, D. Cardoso, D. Conrado, E. Araújo, F. Ricardo, J. Ribeiro, L. M. de Lima, M.B. Ribeiro, M. Vedoveto, M. Mesquita, P. G. Barreto, R. Salomão, and S. d. M. Futada. 2011. *Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira: Avanços e Desafios*. IMAZON/ISA, Brasil.

Ward, J. V. 1989. The 4-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8:2-8.

Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott, and C. Claret. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47:517-539.

WCD. 2000. *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making*. Earthscan, Londres.

Welcomme, R. L. 1985. *River fisheries*. FAO, Roma.

Williams, M. R., T. R. Fisher, and J. M. Melack. 1997. Solute dynamics in soil water and groundwater in a central Amazon catchment undergoing deforestation. *Biogeochemistry* 38:303-335.

Wipfli, M. S., J. S. Richardson, and R. J. Naiman. 2007. Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems: Transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels. *Journal of the American Water Resources Association* 43:72-85.

Wohl, E., A. Barros, N. Brunsell, N. A. Chappell, M. Coe, T. Giambelluca, S. Goldsmith, R. Harmon, J. M. H. Hendrickx, J. Juvik, J. McDonnell, and F. Ogden. 2012. The hydrology of the humid tropics. *Nature Clim. Change* 2:655-662.

Yin, L., R. Fu, Y.-F. Zhang, P. A. Arias, D. N. Fernando, W. Li, K. Fernandes, and A. R. Bowerman. 2014. What controls the interannual variation of the wet season onsets over the Amazon? *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 119:2314-2328.

Zhang, L. and M. H. Wong. 2007. Environmental mercury contamination in China: Sources and impacts. *Environment International* 33:108-121.

Coca-Castro, A., Reymondin, L., Bellfield, H., and G. Hyman. 2013. *Land Use Status and Trends in Amazonia*. Report for Global Canopy Programme and International Center for Tropical Agriculture as part of the Amazonia Security Agenda project.

Quotes Laurence 2001 at 100 million ha and 25 per cent on the Brazilian Legal Amazon.

Nepstad, D. C., C. M. Stickler, B. Soares-Filho, and F. Merry. 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point, *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* 363(1498): 1737-1746.

Soares-Filho B. S., D. C. Nepstad, L. Curran *et al.* 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440: 520-523.

.

AGRADECIMIENTOS

De Marcia Macedo y Leandro Castello

Este informe ha contado con la inestimable contribución de comentarios y opiniones constructivas de numerosos colegas. En particular, reconocemos la importante contribución de los organizadores y participantes del «Taller Técnico de la Iniciativa Amazonia Viva de WWF sobre la fragmentación de los ecosistemas de agua dulce», que se celebró del 26 al 28 mayo de 2014 en Brasilia (Brasil). En el taller participaron diversos expertos (citados a continuación) sobre los ecosistemas de agua dulce, energía y política de conservación en la Amazonia para comentar una versión previa de este informe. Estamos profundamente agradecidos a todos los participantes por el tiempo y la energía dedicados, por los animados debates y la rica discusión sobre el futuro de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonia. Sus opiniones han sido muy valiosas; cualquier descuido u omisión en la versión final del informe son responsabilidad exclusiva de los autores.

Un agradecimiento especial a Michelle Thieme, Wolfgang Junk, Cláudio Maretti, John Melack, Laura Hess, Michael Coe, Fernando Trujillo, Fernando Mayer Pelicice, José Saulo Usina, Cecilia Álvarez Vega y Demóstenes Barbosa da Silva por proporcionarnos sus ricos comentarios por escrito y referencias claves. Gracias también a Patrick Jantz y Carol Franco por el asesoramiento sobre las evaluaciones de vulnerabilidad, así como a Fernando Mayer Pelicice y Paula Hanna Valdujo por aportar estudios de caso sobre las cuencas de los ríos Tocantins y Tapajós, respectivamente. Por último, gracias de corazón a Denise Oliveira y José María de Freitas Fernandes por su competente apoyo en materia de comunicación y logística en todo el proceso de preparación del taller y del informe.

Participantes en el taller

André Silva Dias – Iniciativa (Global) Amazonia Viva de WWF

Cecilia Álvarez Vega – WWF-Perú

Claudia Véliz – WWF-Perú

Cláudio C. Maretti – Iniciativa (Global) Amazonia Viva de WWF

Damian Fleming – WWF-Reino Unido

Demóstenes B. da Silva – Base Energia Sustentável

Denise Oliveira – Iniciativa (Global) Amazonia Viva de WWF

Fernando Pelicice – Universidad Federal de Tocantins

Fernando Trujillo – Fundación Omacha

James Bilce – Mapsmut

Jean-François Timmers – WWF-Brasil

John Melack – Universidad de California en Santa Bárbara

José Saulo Usma – WWF-Colombia

Karen Lawrence – WWF-Reino Unido

Laura Hess – Universidad de California en Santa Bárbara

Luiz Felipe Guanaes Rego - Centro Interdisciplinario de Medio Ambiente /
Universidad Católica de Río de Janeiro

Mario Barroso – WWF-Brasil

Michael Goulding – Wildlife Conservation Society

Michael T. Coe – Centro de Investigación Woods Hole

Miriam Marmontel – Instituto de Desarrollo Sostenible Mamirauá

Paula Hanna Valdujo – WWF-Brasil



EL ESTADO DE LA AMAZONIA: CONECTIVIDAD DE AGUA DULCE Y SALUD DE LOS ECOSISTEMAS

9 PAÍSES

comparten el bioma amazónico (Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana, Perú, Surinam, Venezuela y la Guayana Francesa).

6,9 MILLONES DE KM²

tiene la cuenca amazónica, formando el sistema fluvial más grande del mundo.

100 000 KM

de ríos y arroyos, que albergan el mayor número de especies de peces de agua dulce del mundo.

300 KM

es la anchura de la desembocadura del río Amazonas, que vierte unos de 200 000 m³ de agua dulce por segundo al Atlántico, aproximadamente el 20 % del caudal de los ríos de superficie mundiales.



Por qué estamos aquí

Para detener la degradación del ambiente natural del planeta y construir un futuro en el que los seres humanos vivan en armonía con la naturaleza.

www.wwf.org.br

© 1986 - Símbolo del Panda de WWF

® «WWF» es una marca registrada de WWF

WWF-Brasil: SHIS EQ QL 6/8, Conjunto E - CEP 71620-430, Brasília, DF - (55 + 61) 3364-7400