

Capítulo 20

Impulsores e impactos de los cambios en los ecosistemas acuáticos



Pescadores vendem peixes frescos em suas canoas, no centro de Manaus (Foto: Bruno Kelly/Amazônia Real)

Sobre el Panel Científico por la Amazonía (PCA)

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

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

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

Cita sugerida

Fearnside PM, Berenguer E, Armenteras D, Duponchelle F, Guerra FM, Jenkins CN, Bynoe P, García-Villacorta R, Macedo M, Val AL, Almeida-Val VMF, Nascimento N. 2021. Capítulo 20: Impulsores e impactos de los cambios en los ecosistemas acuáticos. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alzza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazoniaquequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/EBXM5917

INDEX

RESUMEN GRÁFICO	2
MENSAJES CLAVE.....	3
20.1 INTRODUCCIÓN.....	4
20.2 INFRAESTRUCTURA	7
20.2.1 REPRESAS.....	7
20.2.1.1 Represas existentes y planes futuros	7
20.2.1.2 Comunidades de peces	7
20.2.1.3 Mamíferos acuáticos, reptiles, anfibios e insectos.....	9
20.2.1.4 Estratificación del embalse.....	10
20.2.1.5 Alteración de flujos de sedimentos	12
20.2.1.6 Alteración del caudal	14
20.3 CARRETERAS	16
20.4 VÍAS NAVEGABLES Y DESVÍOS FLUVIALES	16
20.5 SOBREEXPLOTACIÓN	17
20.5.1 FAUNA ACUÁTICA RECOLECTADA PARA CONSUMO HUMANO	17
20.5.2 PECES ORNAMENTALES	19
20.6 ESPECIES INVASORAS	20
20.7 DEFORESTACIÓN	21
20.8 CONTAMINACIÓN	22
20.8.1 QUÍMICOS AGRÍCOLAS	22
20.9 DERRAMES DE PETRÓLEO Y RESIDUOS TÓXICOS	23
20.10 MINERÍA.....	27
20.11 AGUAS RESIDUALES URBANAS Y RESIDUOS PLÁSTICOS	30
20.12 INTERACCIONES ENTRE IMPULSORES	31
20.12 CONCLUSIONES.....	33
20.13 RECOMENDACIONES.....	33
20.15 REFERENCIAS	34

Resumen Gráfico



Figura 20.A Resumen gráfico

Impulsores e impactos de los cambios en los ecosistemas acuáticos

Philip M. Fearnside^a, Erika Berenguer^{bc}, Dolors Armenteras^d, Fabrice Duponchelle^e, Federico Mosquera Guerra^f, Clinton N. Jenkins^g, Paulette Bynoe^h, Roosevelt García-Villacortaⁱ, Marcia Macedo^e, Adalberto Luis Val^j, Vera Maria Fonseca de Almeida-Val¹, Nathália Nascimento^j

Mensajes clave

- Durante las últimas cuatro décadas, y especialmente desde el año 2.000, dos, muchos ecosistemas acuáticos amazónicos han perdido su conectividad y se encuentran cada vez más contaminados.
- Antes de los impactos masivos de las represas construidas en las últimas cuatro décadas, la sobreexplotación de especies de plantas y animales era el factor más importante que causaba la degradación de los ecosistemas acuáticos en la cuenca Amazónica. Esta degradación continúa avanzando.
- La distribución espacial de los impactos sobre la biodiversidad y los procesos ecológicos es desigual.
- Los residuos agrícolas e industriales y las descargas urbanas contaminan las aguas amazónicas.
- La contaminación por mercurio de la extracción de oro (legal o no) es una importante preocupación ambiental y de salud pública.
- Las represas hidroeléctricas bloquean las migraciones de peces y el transporte de sedimentos y nutrientes asociados, además de alterar los flujos de los ríos y los niveles de oxígeno.
- La deforestación afecta en gran medida las características físicas y químicas de los cursos de agua y cuando la agricultura reemplaza a los bosques puede liberar fertilizantes, herbicidas y otros contaminantes al agua, así como sedimentos de la erosión del suelo.
- La extracción de petróleo y los derrames de hidrocarburos resultantes pueden tener fuertes impactos en los ecosistemas acuáticos.
- La productividad biológica de los ecosistemas acuáticos se ve afectada tanto aguas arriba como aguas abajo de estos impactos.

Resumen

Los ecosistemas acuáticos de la Amazonía están siendo degradados y se prevé que las amenazas a su integridad aumenten en número e intensidad en los próximos años. En este capítulo revisamos algunas de estas amenazas. Las represas hidroeléctricas (307 existentes o en construcción) han cambiado casi todos los aspectos de los ecosistemas acuáticos amazónicos, y se planean muchas más represas (239), lo que representa una amenaza para la enorme biodiversidad acuática y los recursos pesqueros de la región. Al

^a Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), Manaus, Brasil, pmfearn@inpa.gov.br

^b Environmental Change Institute, School of Geography and the Environment, University of Oxford, OX1 3QY, Oxford, Reino Unido

^c Lancaster Environment Centre, Lancaster University, LA1 4YQ, Lancaster, Reino Unido

^d Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas ECOLMOD, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Colombia

^e Institut de Recherche pour le Développement, 44 bd de Dunkerque, Immeuble Le Sextant CS 90009, F-13572 Marseille cedex 02, France

^f Fundación Omacha, Colombia

^g Florida International University, Department of Earth and Environment & Kimberly Green Latin American and Caribbean Center, Miami, FL 33199, USA

^h University of Guyana, Guyana

ⁱ Centro Peruano para la Biodiversidad y Conservación (CPBC), Iquitos, Perú

^j Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, Instituto de Estudos Climáticos, Vitória, Espírito Santo, Brasil.

bloquear las migraciones de peces, las represas afectan importantes especies comerciales, así como el flujo de sedimentos y nutrientes que sustentan las cadenas alimentarias acuáticas y sustentan las poblaciones de peces. Al alterar los caudales de los tributarios y los regímenes de inundación, las represas y sus embalses también alteran los ecosistemas río abajo, incluyendo los bosques inundados y los lagos de las llanuras aluviales que son esenciales para la reproducción de muchas especies de peces. Distintas especies de peces no pueden tolerar las condiciones de bajo oxígeno (anóxicas) que se encuentran cerca del fondo de los embalses. También favorecen la formación de metilmercurio altamente tóxico y la producción de metano, un poderoso gas de efecto invernadero. Las pequeñas represas y embalses pueden tener impactos sustanciales que a menudo son incluso mayores que las grandes represas por megavatio (MW) o por hectárea. En Brasil, la definición de represas “pequeñas” se ha incrementado progresivamente de menos de 10 a 30 a 50 MW, abriendo una brecha cada vez mayor en el sistema de licencias ambientales. La sobreexplotación pesquera para con fines alimenticios y comercio de ornamentales ha agotado las poblaciones de peces y a su vez altera sus funciones ecológicas. Las especies nativas están amenazadas por especies invasoras que escapan de las operaciones de acuicultura y, potencialmente, de las desviaciones de ríos entre cuencas propuestas. La deforestación cambia las propiedades químicas y físicas de los arroyos, incluyendo la liberación de depósitos naturales de metales pesados (como el mercurio de la erosión) y la eliminación de especies acuáticas que habitan los cursos de agua en los bosques amazónicos. Las fuentes de contaminación incluyen residuos de la agricultura y desechos industriales y urbanos, como el plástico, el mercurio, los metales de transición como Cu, Cd, Pb y Ni, el alcantarillado urbano, y diversas formas de residuos contaminantes. Los derrames de petróleo han tenido consecuencias desastrosas en Ecuador y Perú. La extracción de oro libera grandes cantidades de sedimentos, además de liberar mercurio y provocar la deforestación y degradación de los bosques inundables. Las carreteras contribuyen a la fragmentación de los arroyos y afluentes de los ríos y generan procesos de erosión del suelo, además de una alta carga de sedimentos provenientes de la deforestación que provocan las carreteras. Las hidrovías causan múltiples impactos en los ríos convertidos a este uso, afectando particularmente los hábitats de reproducción de las especies de agua dulce. El cambio climático afecta a los ecosistemas acuáticos a través del aumento de la temperatura y sequías e inundaciones extremas. Las interacciones entre los impulsores significan que muchos de estos impactos son aún más dañinos para los ecosistemas acuáticos. Los autores de este capítulo recomiendan que no se continúe con la construcción de más proyectos de hidroeléctricas con capacidad instalada ≥ 10 MW en la Amazonía, que las inversiones en nueva generación de electricidad se redirijan a fuentes eólicas y solares, y que todas las evaluaciones ambientales incorporen impactos sinérgicos y acumulativos en sus análisis. Además de los impactos en el ecosistema que son el tema de este capítulo, los impactos sociales extraordinariamente grandes de las represas amazónicas (Capítulo 14) llevan a la misma conclusión. Afortunadamente, países como Brasil tienen un gran potencial eólico y solar sin desarrollar.

Palabras clave: Cambio climático, represas, peces, especies invasoras, mercurio, derrames de petróleo, contaminación, desviación de ríos, desechos tóxicos, vías fluviales

20.1 Introducción

Los ríos y tributarios de la Amazonía reflejan los paisajes por los que fluyen. El gran limnólogo amazónico Harald Sioli (1984) explicó que “Los grandes ríos reciben sus aguas de una tupida red de Igarapés, arroyos y riachuelos. La longitud total

de sus cursos supera en más de mil veces la del Amazonas; esto implica un contacto íntimo del sistema acuático amazónico con su entorno terrestre y una influencia determinante de este último en la química y biología de los pequeños cursos de agua.” Esta influencia refleja no solo diferencias geológicas como las que producen los ríos

de aguas blancas, negras y claras de la región, sino también los efectos de la actividad humana. Estos cursos de agua a menudo se comparan con la sangre o la orina de una persona, objeto de pruebas médicas para identificar problemas en el cuerpo humano. Del mismo modo, el deterioro de la salud de un ecosistema terrestre o acuático se reflejará en la calidad y cantidad del agua que fluye de su cuenca hidrográfica.

La magnitud de los flujos en el Amazonas refleja la importancia global de la región, que descarga anualmente 6,6 billones de metros cúbicos de agua dulce a los océanos, junto con 600-800 millones de toneladas de sedimentos en suspensión (Filizola y Guyot 2011). La biodiversidad acuática en la Amazonía también es significativa a nivel mundial. Hasta el momento se han descrito 2406 especies de peces (Jézéquel *et al.* 2020), aunque quedan cientos más por describir, por lo que es probable que el número real supere las 3000 especies (Val 2019). Las especies arbóreas de llanuras aluviales descritas suman un total de 918 (Wittmann *et al.* 2006). Tan poderoso como es el río Amazonas, sus ecosistemas acuáticos también son frágiles (por ejemplo, Castello *et al.* 2013a). Este capítulo se enfoca en las múltiples amenazas que enfrentan estos ecosistemas.

Los ríos y arroyos amazónicos conectan partes distantes de la vasta cuenca Amazónica, y los impactos que se originan en cualquier lugar pueden sentirse a miles de kilómetros de distancia. Una represa que altera los flujos de sedimentos aguas abajo, por ejemplo, puede afectar los ecosistemas hasta el Océano Atlántico e incluso en el estuario del Amazonas. Del mismo modo, una represa que bloquea las especies migratorias provoca efectos aguas arriba que llegan hasta las cabeceras del Amazonas en las estribaciones de los Andes. Lo mismo ocurre con otros impulsores del cambio en los sistemas de agua dulce (Figura 20.1); la sobreexplotación de las poblaciones de peces (tanto las especies de interés comercial u ornamental) puede alterar las redes alimentarias acuáticas; la introducción de especies invasoras podría perturbar las comunidades de especies nativas, pro-

vocando la pérdida de hábitat; y la deforestación llegaría a alterar la calidad del agua, la temperatura y el clima en varias escalas. La contaminación del agua (p. ej., residuos agrícolas e industriales, plásticos, medicamentos, derrames de petróleo y metales de transición como el mercurio) puede tener efectos generalizados y acumulativos, al igual que infraestructuras como represas, carreteras, desvíos de ríos y vías fluviales. Otros factores incluyen el crecimiento urbano e industrial, la agricultura y el cambio climático regional. Estos impulsores tienen interacciones sinérgicas entre ellos y, cuando actúan juntos, pueden amplificar los impactos de los demás (Costa *et al.* 2011; Anderson *et al.* 2018; Athayde *et al.* 2019; Castello y Macedo 2016; Silva *et al.* 2019). La construcción de represas, por ejemplo, inevitablemente resulta en la construcción de carreteras, lo que a su vez puede aumentar la deforestación para pastos y cultivos básicos como la soya (Fearnside 2009; Guerrero *et al.* 2020). Estos cambios en el uso de la tierra finalmente resultan en la contaminación de ríos y arroyos, ya sea por el uso a gran escala de fertilizantes y productos químicos agrícolas, la formación de metilmercurio tóxico en los embalses o el rápido crecimiento de la población debido a la migración provocada por la construcción de represas. Estos múltiples impactos en los ecosistemas acuáticos amenazan la enorme biodiversidad acuática de la Amazonía, así como la salud y el bienestar de muchos habitantes de la Amazonía que dependen de la pesca y otros recursos acuáticos para su sustento (ver el Capítulo 21).

Los sistemas acuáticos de la Amazonía son ambientalmente diversos e incluyen muchas características que pueden plantear desafíos únicos para los organismos acuáticos. Entre estos se encuentran la heterogeneidad del hábitat, diferentes tipos de ríos (como aguas blancas, negras o claras) y drásticos eventos de inundación estacional (es decir, pulsos de inundación) cuando los ríos se desbordan e invaden los bosques adyacentes, creando hábitats como *várzeas* (llanuras aluviales de aguas bravas) e *igapós* (pantanos de aguas negras) que son esenciales para alimentar y nutrir a los peces (Barletta *et al.* 2010). Los indicadores de

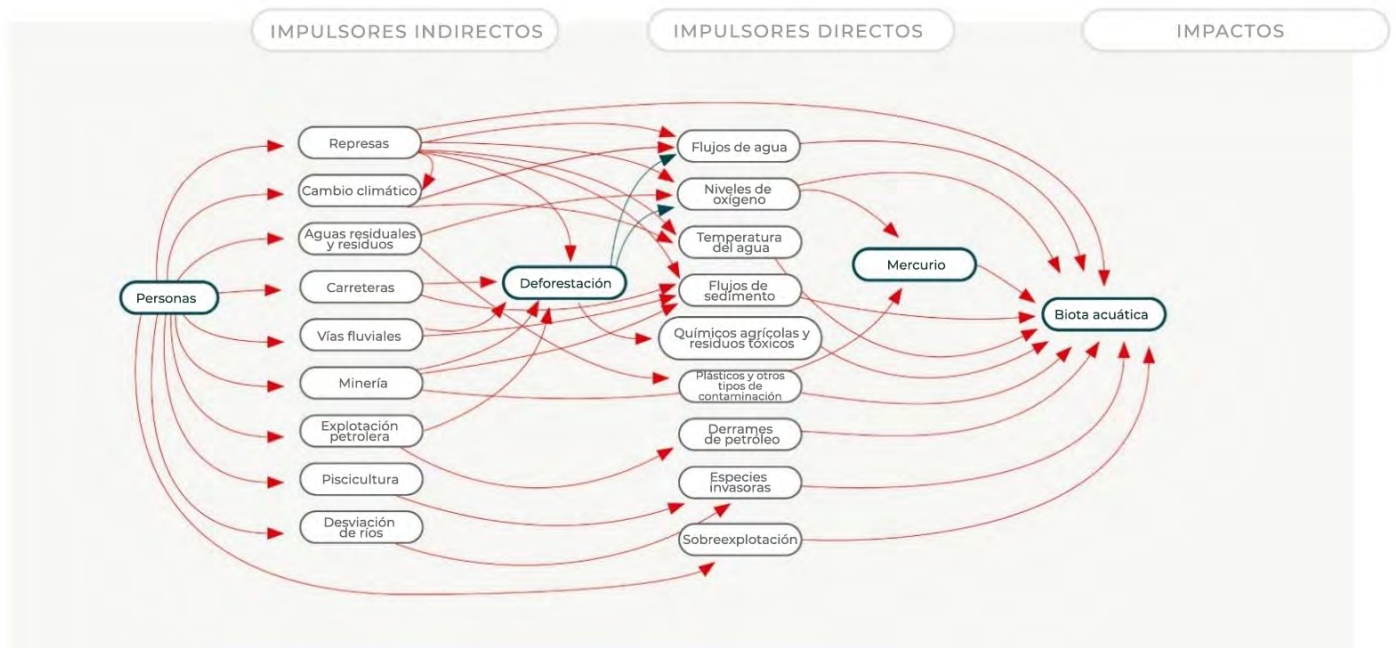


Figura 20.1 Diagrama de flujo de las relaciones entre los impulsores que provocan impactos en la vida acuática.

la calidad del agua, como el oxígeno disuelto, la temperatura, la conductividad eléctrica y el pH, también pueden variar estacional y espacialmente según el área de drenaje (por ejemplo, los Andes, Guayana y los escudos brasileños), lo que requiere que los organismos acuáticos se ajusten a las condiciones cambiantes. Estos desafíos han favorecido la evolución de estrategias adaptativas en todos los niveles de organización biológica (Junk *et al.* 1989; Campos *et al.* 2019; Val 2019; Piedade *et al.* 2000).

Los peces y otros animales acuáticos han desarrollado estrategias para hacer frente a ambientes extremos (p. ej., agua con poco oxígeno, alta acidez, bajas concentraciones de iones y altas temperaturas) y una alta variabilidad estacional en los recursos alimentarios, lo que resulta en una alta diversidad biótica (Val *et al.* 2006; Val y Almeida-Val 1995; Zuanon *et al.* 2005).

Las interacciones entre las condiciones extremas del hábitat y las perturbaciones antropogénicas están llevando a muchos organismos a sus límites fisiológicos; las adaptaciones a su entorno natural no siempre promueven la supervivencia bajo estrés antropogénico. Un ejemplo emblemático es el

efecto de los derrames de petróleo en los peces. Entre las muchas estrategias que han desarrollado los peces amazónicos para hacer frente a la falta de oxígeno está la capacidad de explotar la interfaz agua-aire que, en el caso de un derrame de petróleo, aumenta su contacto con los contaminantes concentrados en la parte superior de la columna de agua (Val y Val 1999; Dos Anjos *et al.* 2011; Souza *et al.* 2020).

Las interacciones entre los diferentes impulsores de la degradación en los sistemas acuáticos se resumen en la Figura 20.1. Este capítulo comienza con una discusión sobre las represas hidroeléctricas debido a sus impactos muy grandes y diversos en la región, y las muchas conexiones entre las represas y otros impulsores del cambio en los ecosistemas acuáticos. Luego revisa los efectos de la sobreexplotación, las especies invasoras, la contaminación, la minería, las carreteras, los desvíos de ríos, las vías fluviales y el cambio climático en los sistemas acuáticos de la Amazonía. El capítulo concluye con una discusión de los efectos sinérgicos entre los impulsores, seguido de las conclusiones y recomendaciones.

20.2 Infraestructura

20.2.1 Represas

20.2.1.1 Represas existentes y planes futuros

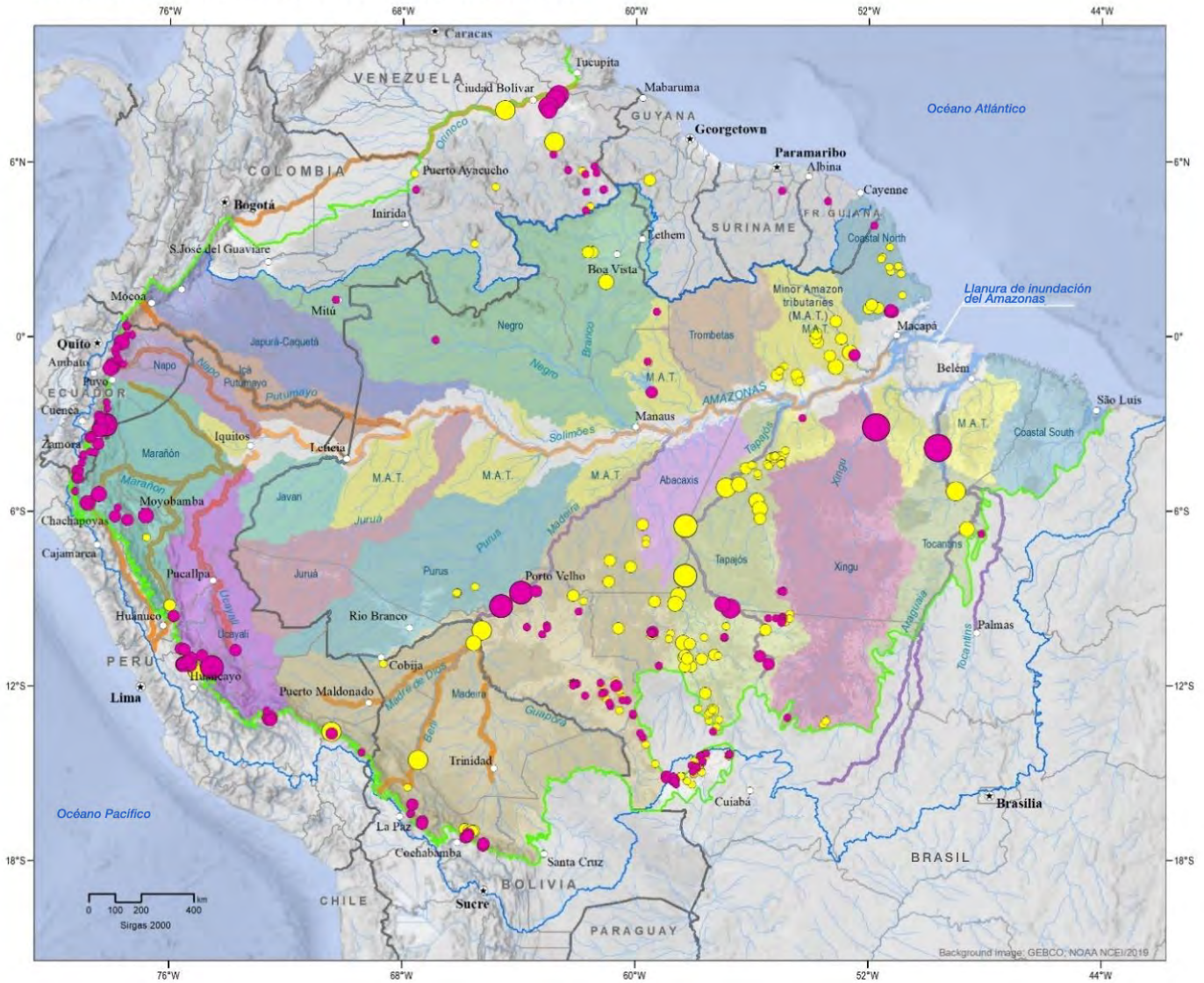
Identificamos 307 represas existentes o en construcción, y 239 que están planeadas o proyectadas (Figura 20.2). Estos números varían en la literatura (Finer y Jenkins 2012; Lees *et al.* 2016; Almeida *et al.* 2019) debido a las diferencias en las áreas cubiertas, definiciones inconsistentes de lo que constituye una represa “planificada” (especialmente para represas pequeñas) e información variable en los ocho países y un territorio de ultramar que comprende la cuenca Amazónica. Los planes para futuras represas hidroeléctricas también están en constante cambio.

Las represas “pequeñas” tienen un impacto hidrológico menor que las represas grandes en términos absolutos, pero en relación con su capacidad instalada para la generación de energía tienen un impacto significativamente mayor (Timpe y Kaplan 2017). Desde 2016, las represas hidroeléctricas “pequeñas” se definen en Brasil como aquellas con menos de 50 MW de capacidad instalada; el límite era de 30 MW de 2004 a 2016 y de 10 MW antes de 2004. Las represas en esta categoría están exentas de licencias ambientales federales y se pueden construir con licencias estatales (generalmente menos rigurosas), lo que motiva tanto la expansión de este vacío al redefinir represas “pequeñas” como un número rápidamente creciente de represas “pequeñas” en el Amazonia brasileña. La definición de represas “pequeñas” varía ampliamente entre países, reconociendo 10 MW “cada vez más como el estándar internacional” (Couto y Olden 2018). La relajación de Brasil en su definición para incluir represas de hasta 50 MW representa un retroceso significativo en el control ambiental. as the international standard” (Couto and Olden 2018). La relajación de Brasil en su definición para incluir represas de hasta 50 MW representa un retroceso significativo en el control ambiental.

20.2.1.2 Comunidades de peces

Las hidroeléctricas tienen un impacto negativo en las comunidades de peces tanto por encima como por debajo del embalse debido a la pérdida de hábitat y cambios severos en los regímenes hidrológicos de los bosques inundables (Ribeiro y Petrere 1988; Ribeiro *et al.* 1995; Santos *et al.* 2018). La conversión de un tramo de río de agua corriente (lótica) a agua tranquila (léntica) elimina o reduce en gran medida las poblaciones de muchas especies de las cuales pocas están adaptadas al nuevo entorno (Agostinho *et al.* 2016). Las comunidades de peces se vuelven estructural y funcionalmente diferentes de la línea de base previa a la represa (Araújo *et al.* 2013; Arantes *et al.* 2019a, b), siendo uno de los impactos más evidentes el impedimento de la migración aguas arriba y aguas abajo (Pelicice *et al.* 2015a). Solo algunas de las especies de peces migratorios muy diversas pueden utilizar los pasos de peces (Pelicice y Agostinho 2008). El famoso “bagre gigante” del río Madeira (*Brachyplatystoma* spp.) se encuentra entre los que no han podido utilizar los pasajes de las grandes represas de Santo Antônio y Jirau en la Amazonía brasileña, aunque son físicamente capaces de escalar los pasajes si son colocados dentro de ellos (Figura 20.3). Esto se debe a que el instinto de los peces durante su migración anual para desovar en las cabeceras es remontar el cauce principal del río, no entrar en pequeños arroyos como los que imitan los pasos. Aunque aún no está documentado para el Amazonas, se han producido extirpaciones de especies migratorias en toda la cuenca en muchos ríos del mundo debido a la ineficacia de las escalas para peces (ver Pringle *et al.* 2000; Freeman *et al.* 2003). Las represas amazónicas y sus pasajes de peces ineficaces ya han interrumpido seriamente las rutas de migración de muchas especies de peces, lo que ha resultado en la disminución de las pesquerías tanto por encima como por debajo de las represas y en cambios en la estructura de ensamblaje y los rasgos funcionales de las comunidades de peces (revisión en Duponchelle *et al.* 2021). Las escalas para peces ineficaces en el Amazonas han provocado la disminución de especies migratorias en la represa Santo Antônio en el

REPRESAS EXISTENTES Y PROYECTADAS EN LA AMAZONIA



SPA, 2021

- Bioma amazónico
- Cuenca del Amazonas
- Frontera estatal
- Frontera nacional
- Capital estatal/nacional

- Vías fluviales (planificadas o existentes)**
- Cosiplan/IRSA, 2013
 - PNH/Brasil, 2010

- Cuencas hidrográficas**
- Abacaxis
 - Llanura de inundación del Amazonas
 - Coastal basins
 - Iça - Putumayo
 - Japurá - Caquetá
 - Javari
 - Juruá
 - Madeira
 - Maraón
 - Afluentes menores del Amazona (M.A.T)
 - Napo
 - Negro
 - Purus
 - Tapajós
 - Tocantins
 - Trombetas
 - Ucayali
 - Xingu

- Centrales hidroeléctricas**
- Estado**
- Planificadas
 - En funcionamiento/construcción
- Energía**
- < 50 MW
 - 51 - 500
 - 501 - 1.500
 - 1.501 - 3.000
 - 3.001 - 6.000
 - 6.001 - 11.233

Fuentes: RAISG (centrales hidroeléctricas, 2020); límites de referencia; límite biogeográfico; ríos; ciudades); Venticinque et al. 2016 (orden de los ríos y cuencas nivel 2 WCS nueva clasificación); WCS (nueva clasificación cuenca del Amazonas)

Figura 20.2 Hidroeléctricas y vías fluviales existentes y planeadas en la Amazonía. Actualmente se reportan 307 represas existentes o en construcción, y 239 planeadas o proyectadas (total = 546).



Figura 20.3 Las diversas especies de “bagre gigante” en el río Madeira ya están fuertemente impactadas por las represas de Santo Antônio y Jirau que han bloqueado su migración anual de desove desde 2011. Fuente: Kileen (2007). Fotografía: Russell Mittermeier

río Madeira en Rondônia (Hauser et al. 2019) y la represa Lajeado en el río Tocantins en el estado de Tocantins (Agostinho et al. 2007, 2012). En otros casos, no se proporcionó paso para peces, como en la Represa Coaracy Nunes en el río Araguari en Amapá (Sá-Oliveira et al. 2015a), la represa Samuel en el río Jamari en Rondônia (Santos 1995), y la represa Tucuruí en el río Tocantins en Pará (Ribeiro et al. 1995). La pérdida resultante de pesquerías tiene graves impactos sociales”.

20.2.1.3 Mamíferos acuáticos, reptiles, anfibios e insectos

Muchos otros taxones acuáticos se ven afectados por las represas hidroeléctricas (Lees et al. 2016). Por ejemplo, las hidroeléctricas pueden causar la fragmentación de las poblaciones de delfines, anfibios y reptiles (especialmente los más grandes, como los caimanes y las tortugas). Las represas también pueden afectar a estos animales indirectamente; por ejemplo, pueden disminuir la disponibilidad de represas para los delfines (Salisbury 2015; Araújo y Wang 2015). La fragmentación de la población por las represas interrumpe el flujo de genes y puede resultar en poblaciones pequeñas y, por lo tanto, vulnerables (Gravena et al. 2014; Paschoalini et al. 2020).

Las playas en las que las tortugas suelen poner sus

huevos suelen inundarse debido a la hidrología alterada por las represas (Alho 2011). Esto no solo ocurre en el área del embalse en sí (Norris et al. 2018), sino también en áreas aguas abajo donde los niveles de agua varían según la generación de energía (Salisbury 2016). Varias represas planeadas son particularmente amenazantes para las tortugas (Gonzales 2019). Por ejemplo, en el río Branco en Roraima, es probable que la represa Bem Querer planificada (Fearnside 2020a) afecte las playas de reproducción de tortugas río abajo (p. ej., Nascimento 2002). En el río Trombetas en Pará, la represa que se planea sea la pieza central del Proyecto Barão do Rio Branco anunciado por la actual administración presidencial de Brasil (The Intercept 2019) estaría justo río arriba de una de las playas de reproducción de tortugas más grandes del Amazonas, el “*tabuleiro do Jacaré*” (por ejemplo, Forero-Medina et al. 2019; Zwink y Young 1990).

En un estudio de ranas en la represa Santo Antônio en el río Madeira, la composición de los conjuntos de especies presentes cerca del margen natural del río antes de la inundación del embalse no se restableció en el nuevo margen hasta cuatro años después de que se llenó el embalse (Dayrell et al. 2021). La riqueza de especies de ranas cerca de los nuevos márgenes aumentó en un 82% un año después del llenado, pero este porcentaje había disminuido al 65% cuatro años después del llenado y “no mostró ninguna tendencia a volver al conjunto original”.

Los impactos de las represas sobre los insectos acuáticos varían; las especies que dependen del agua en rápido movimiento pierden su hábitat con la creación de embalses y, por lo tanto, disminuyen en abundancia; mientras que otros que se reproducen en el agua estancada de un embalse, como los mosquitos, pueden sufrir explosiones demográficas. En la represa de Tucuruí, en el estado brasileño de Pará, hasta el 39% del embalse estaba cubierto por macrófitas (plantas acuáticas) en los primeros años después del embalse (Tavares de Lima et al. 2000), proporcionando criaderos

de mosquitos del género *Mansonia* (Fearnside 2001). La “plaga de mosquitos” resultante provocó que muchas de las personas que se habían reasentado cerca del embalse abandonaran sus lotes e iniciaran un nuevo foco de deforestación en otros lugares (Fearnside 1999). Por el contrario, los mosquitos *Anopheles* (los vectores de la malaria) disminuyeron en abundancia después de la finalización de la represa Tucuruí (Tadei *et al.* 1991). En la represa Samuel (en el estado brasileño de Rondônia), los mosquitos *Culex* explotaron dramáticamente y se cree que los mosquitos *Anopheles*, que ya abundaban antes de la construcción de la represa, también aumentaron (Fearnside 2005) (Capítulo 21).

La alteración de los flujos aguas abajo de las represas también puede afectar a los insectos acuáticos que flotan en el agua (Castro *et al.* 2013; Patterson y Smokorowski 2011) y los que habitan en las orillas del río, como las efímeras (Ephemeroptera)

(Kennedy *et al.* 2016). También se sabe que los cambios en la composición del sustrato (es decir, de sustratos gruesos a finos) aguas abajo de las represas afectan negativamente a los insectos acuáticos (Wang *et al.* 2020).

20.2.1.4 Estratificación del embalse

Los embalses comúnmente se estratifican en capas con agua más fría en el fondo y una división (termoclina) a 2-10 m de profundidad que separa las capas más cálidas y las más frías. El agua no se mezcla entre las dos capas. La oxidación de materia orgánica en el fondo consume oxígeno para producir CO₂ hasta que ya no se dispone de oxígeno, después de lo cual la descomposición debe terminar en metano (CH₄). La estratificación es esencialmente universal en represas de almacenamiento como Tucuruí en el río Tocantins (Figura 20.4). En las represas de pasada, la estratificación dependerá de la velocidad con la que se

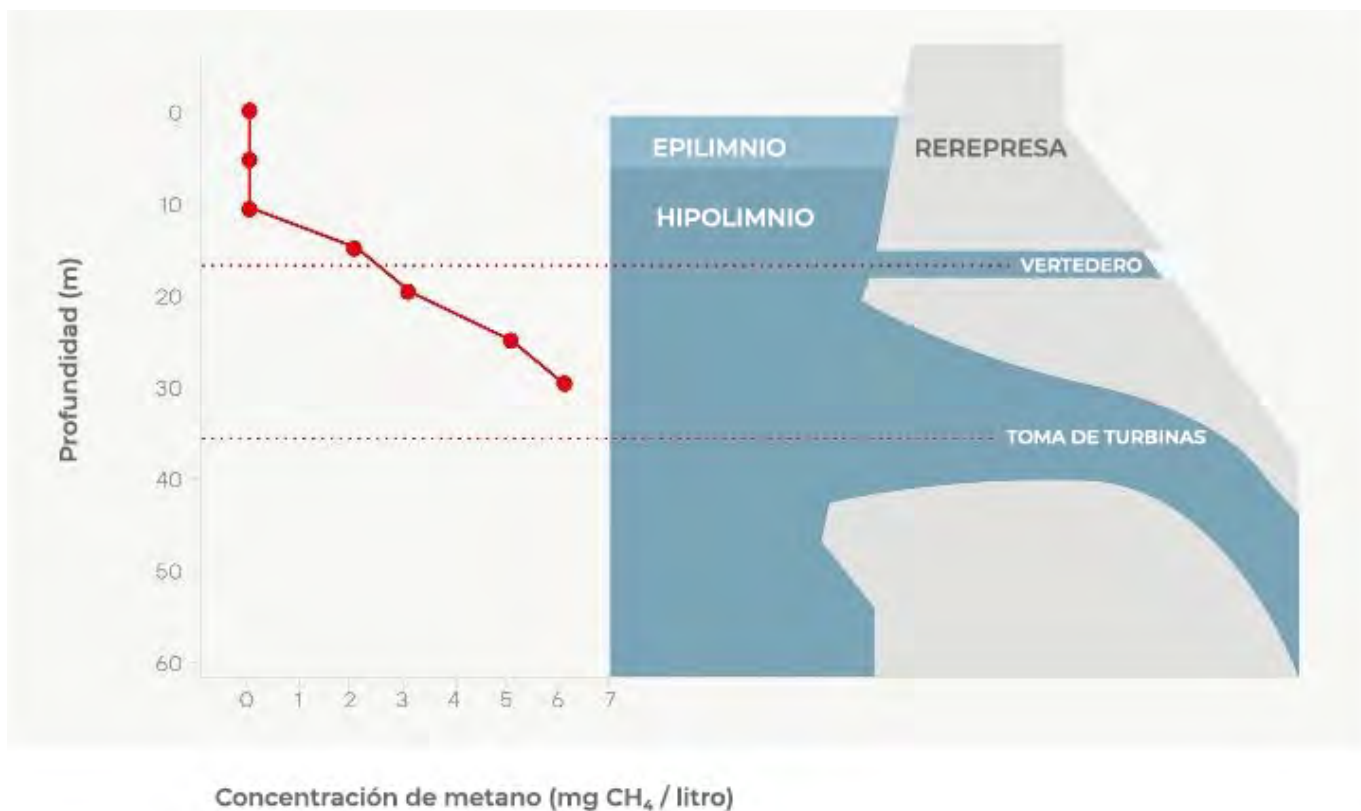


Figura 20.4 Estratificación del embalse en el embalse de Tucuruí. En el agua de fondo (hipolimnio) se agota el oxígeno y los niveles de metano (CH₄) aumentan con la profundidad, alcanzando niveles elevados a nivel de los aliviaderos y tomas de turbinas. Fuente: Fearnside y Pueyo (2012).

desplace el agua por el embalse. En las represas de pasada donde el canal principal permanece libre de estratificación, como en la represa Santo Antônio en el río Madeira, las bahías y los afluentes inundados aún pueden estratificarse (Fearnside 2015a).

La descomposición de la biomasa submarina conduce a la emisión de CO₂ y CH₄. Una tonelada de metano tiene un impacto al bloquear el paso de la radiación infrarroja que es 120 veces mayor que una tonelada de CO₂ mientras permanece en la atmósfera (Myhre *et al.* 2013). Si nos mantenemos dentro de cualquiera de los límites del Acuerdo de París (temperatura global media “muy por debajo de 2°C” o por debajo de 1,5°C por encima de la media preindustrial), entonces se debe considerar el impacto del CH₄ en términos de equivalentes de CO₂ sobre una base de 20 años, lo que esencialmente triplica el impacto de las represas hidroeléctricas en el calentamiento global (Fearnside 2015b, 2017a, b). Los impactos de los diferentes gases de efecto invernadero se expresan en términos de equivalentes de CO₂ basados en los potenciales de calentamiento global (GWP), que representan el efecto sobre la temperatura global en un horizonte de tiempo dado causado por la emisión de una tonelada del gas en relación con la emisión simultánea de una tonelada de CO₂. Teniendo en cuenta los GWP de 20 años del 5^{to} informe de evaluación del IPCC, el 25% de las represas en las tierras bajas emitiría incluso más equivalentes de CO₂ por megavatio-hora generado que una central eléctrica a carbón, y el 40% de ellas emitiría más que la generación a partir de gas natural (Almeida *et al.* 2019). El resultado sería aún peor para las represas amazónicas si se incluyeran en estos cálculos las emisiones del agua que pasa por las turbinas y vertederos. El Cuadro 20.1 explica la contribución de las represas amazónicas a las emisiones de gases de efecto invernadero.

Existe una incertidumbre considerable al calcular las emisiones de gases de efecto invernadero (es decir, CO₂, CH₄ y N₂O) de las represas en la escala de la Amazonía en su conjunto. Hay mucha varia-

ción de represa a represa con referencia a variables clave tales como la profundidad del agua en las tomas de las turbinas y aliviaderos, el tiempo promedio de rotación del agua en el reservorio y la existencia de bahías y otras áreas en el reservorio donde los tiempos de rotación son mucho más largos que el promedio (Fearnside 2013a, 2015a). Por ejemplo, las represas de pasada emiten menos que las de almacenamiento porque tienen embalses más pequeños con tiempos de rotación de agua más rápidos y menos variación en el nivel del agua. Sin embargo, las represas de pasada pueden seguir emitiendo metano aunque el caudal de agua sea suficiente para evitar la estratificación en el cauce principal del río porque los afluentes y bahías se estratifican y el metano que se produce en ellos llega a los aliviaderos y turbinas para ser emitido aguas abajo (Fearnside 2015a; ver también Bertassoli Jr *et al.* 2021). Otro aspecto clave en la variación de las emisiones relacionadas con las represas es la ubicación de estas. Las represas de tierras bajas (elevación <500 m) producen más del triple de emisiones por megavatio-hora generado que las represas en elevaciones más altas (Almeida *et al.* 2019). Similarmente, las represas tropicales tienen emisiones más altas que aquellas en latitudes más altas (Barros *et al.* 2011). Debido a que se necesita una cantidad sustancial de información sobre cada represa para estimar las emisiones de gases de efecto invernadero, es difícil hacer estimaciones válidas a nivel regional, nacional o mundial. La simple extrapolación basada en la capacidad instalada, que se ha hecho en varias estimaciones globales, es insuficiente.

Las emisiones resultantes de la superficie del embalse tienden a ser las únicas consideradas al evaluar los impactos de las represas en el cambio climático, lo que subestima en gran medida las emisiones totales de las represas (p. ej., Brasil 2004). Las superficies de los depósitos pueden emitir gases tanto por difusión como por burbujeo (ebullición). La difusión es una fuente importante en los primeros dos años después del llenado del embalse, pero posteriormente su importancia disminuye (Dumestre *et al.* 1999). La liberación de gases es mayor en las partes someras del embalse y

ocurre a intervalos irregulares, con periodos cortos de burbujeo intenso intercalados con largos periodos con pocas burbujas (Lima 2002). El tratamiento de estos efectos al calcular las emisiones anuales de un embalse puede tener efectos dramáticos en el impacto calculado (Pueyo y Fearnside 2011; Fearnside y Pueyo 2012). Las emisiones de las turbinas y vertederos ("emisiones aguas abajo") que a menudo se pasan por alto son críticas (Fearnside 2013a, b, 2015a). Las emisiones aguas abajo, que son en gran medida proporcionales al flujo de agua, son generalmente mayores que las de la superficie del embalse, que son proporcionales al área del embalse. Este es el caso de la represa Petit Saut en la Guayana Francesa, que tiene muchos más datos sobre emisiones que cualquier otra represa amazónica (Delmas *et al.* 2001; Abril *et al.* 2005). En Balbina, que tiene un embalse grande y poco caudal de agua, las emisiones superficiales son ligeramente mayores que las emisiones aguas abajo, mientras que en Tucuruí, que tiene aproximadamente la misma superficie de embalse que Balbina pero mucho más caudal de agua, predominan las emisiones aguas abajo (Fearnside 2002b; Kemenes *et al.* 2007, 2011, 2016).

En los primeros años después del embalse, normalmente hay una explosión de plantas acuáticas flotantes y enraizadas (macrófitas) debido a una descarga de nutrientes en el agua cuando el suelo y los residuos se inundan por primera vez y de las hojas que caen de los árboles moribundos. Los macrófitos se suman al agotamiento de oxígeno provocado por la descomposición de la vegetación inundada. Posteriormente, la cobertura de macrófitos declina a niveles más bajos, como ocurrió en Tucuruí y Balbina (Fearnside 1989, 2001). El menor contenido de oxígeno en un embalse en comparación con el agua corriente del río natural es uno de los cambios que hacen que las poblaciones de la mayoría de las especies originales de peces desaparezcan o se reduzcan a niveles mínimos, siendo reemplazadas por una diferente y menos diverso ensamblaje de especies (Sá-Oliveira *et al.* 2015a, b).

20.2.1.5 Alteración de flujos de sedimentos

Las represas reducen los flujos de sedimentos al retenerlos en los embalses (Fearnside 2013c). Aguas abajo, la reducción de la carga de sedimentos da como resultado la socavación, donde se acelera la erosión de las riberas y el fondo del río (Santos *et al.* 2020). La reducción del flujo de sedimentos priva al río abajo de los nutrientes asociados con las partículas de sedimentos. En el río Madeira, el transporte de sedimentos aguas abajo de las represas de Santo Antônio y Jirau disminuyó un 20% en comparación con las cantidades anteriores a la represa (Latrubesse *et al.* 2017), lo que puede haber contribuido a la fuerte disminución observada en las capturas de peces aguas abajo de las represas (Lima *et al.* 2017; Santos *et al.* 2020). Debido a que la materia orgánica particulada en suspensión y los macrófitos acuáticos son la base de la cadena alimentaria del bajo Amazonas (Arantes *et al.* 2019c), es probable que la reducción de las cargas de sedimentos por parte de las represas andinas tenga consecuencias de gran alcance para las redes alimentarias acuáticas al reducir el suministro de nutrientes y, por lo tanto, afectar la producción primaria (Forsberg *et al.* 2017). Junto con la reducción de oxígeno, la reducción de los flujos de nutrientes puede haber contribuido al colapso de las poblaciones de peces y camarones de agua dulce debajo de la represa Tucuruí (Odi- netz Collart 1987), un impacto del que estas poblaciones nunca se han recuperado (Cintra 2009). La reducción de los flujos de sedimentos también afecta la biota acuática al modificar la geomorfología del río. Los afluentes andinos proporcionan más del 90% del balance de sedimentos de los ríos de las tierras bajas de la cuenca Amazónica (Filizola y Guyot 2009), y desempeñan un papel fundamental en los procesos geomorfológicos, como los meandros de los ríos y la formación de llanuras aluviales (Dunne *et al.* 1998; Meade 2007; McClain y Naiman 2008; Constantine *et al.* 2014). La interferencia con estos procesos interrumpe la conectividad lateral entre los canales de los ríos y las llanuras aluviales y, en última instancia, reduce la producción de peces (Forsberg *et al.* 2017; Alm-

CUADRO 20.1 Emisiones de gases de efecto invernadero de las represas amazónicas

Las emisiones de gases de efecto invernadero de las represas amazónicas incluyen tanto el metano producido en los embalses estratificados como el CO₂ de los árboles muertos por las inundaciones (Figura B20.1). Posteriormente, los árboles muertos se descomponen y liberan gases de efecto invernadero (es decir, Abril et al. 2013; Fearnside 1995, 2002a, 2005). Además, los árboles cerca de los bordes de los embalses sufren estrés por el nivel freático alto, lo que provoca mortalidad (dos Santos Junior *et al.* 2013, 2015; Fearnside 2009). La gran cantidad de biomasa inicial cuando se inunda un embalse (que es especialmente alta en los bosques tropicales), además de la presencia de carbono lábil fácilmente oxidable en el suelo, hace que los embalses jóvenes sean más emisores que los antiguos (Barros et al. 2011). Una vez que se agotan estos depósitos de carbono, las emisiones disminuyen pero no llegan a cero (Fearnside 2009, 2016).

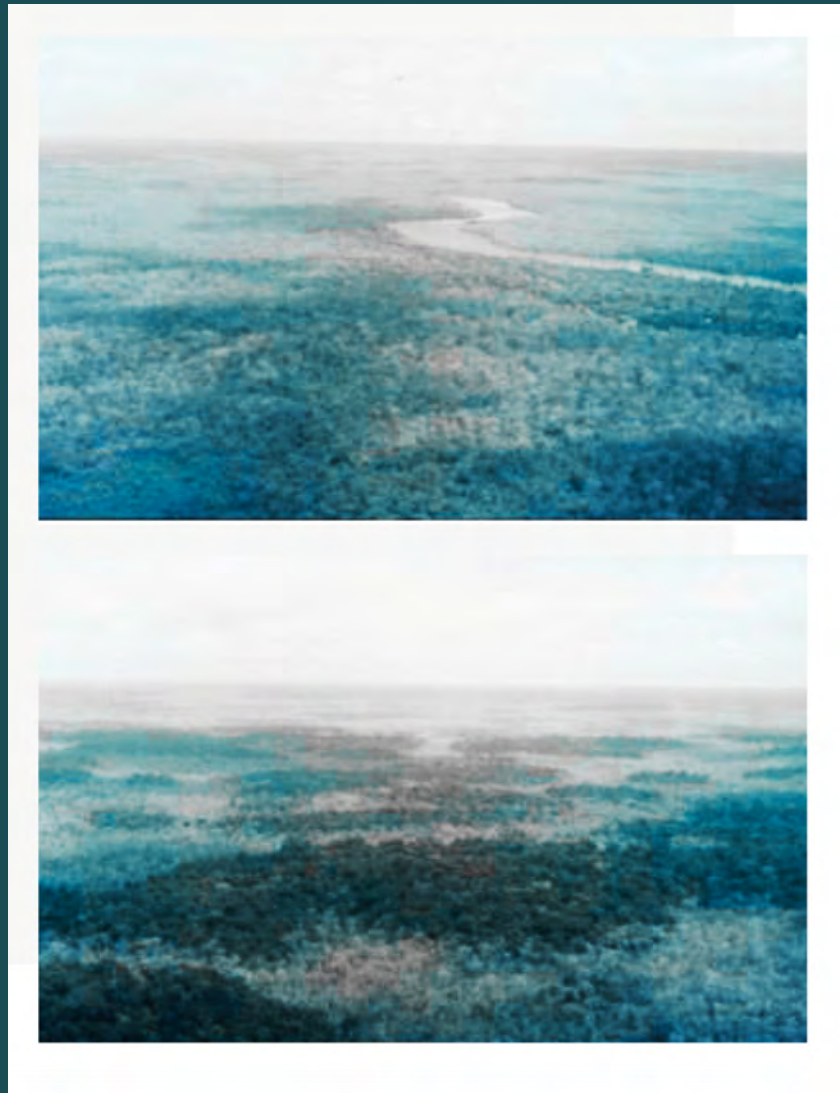


Figura B20.1 Algunos de los aproximadamente 100 millones de árboles (diámetro > 10 cm) muertos en el embalse poco profundo detrás de la represa Balbina. Los árboles de color claro están muertos. El embalse tiene más de 3.000 islas (panel inferior), lo que aumenta el impacto en las emisiones por la mortalidad de los árboles, así como el impacto de la fragmentación en la fauna terrestre. Fuente: Fearnside 1989. Fotografías: Philip Fearnside.

aida *et al.* 2020). El uso estacional de las llanuras aluviales por parte de los peces tiene funciones esenciales de crianza y alimentación (Bayley 1995; Nilsson y Berggren 2000; Castello *et al.* 2015; Hurd *et al.* 2016; Bayley *et al.* 2018).

Los impactos de la reducción de los flujos de sedimentos son especialmente problemáticos en los ríos de aguas blancas. En algunos casos, el proceso de construcción de represas puede tener el efecto contrario de aumentar temporalmente las cargas de sedimentos en los ríos de aguas claras y negras, lo que también es dañino. En cualquier caso, las modificaciones aguas abajo inducidas por la represa afectan las migraciones (Agostinho *et al.* 2004, 2008; Lytle y Poff 2004; Bailly *et al.* 2008). Estas migraciones se ven afectadas por la modificación de las señales físicas y químicas a las que se han adaptado los peces (Freitas *et al.* 2012; McIntyre *et al.* 2016; Timpe y Kaplan 2017). Este impacto se suma al efecto catastrófico del bloqueo físico de las rutas migratorias por parte de las represas.

20.2.1.6 Alteración del caudal

Las represas de almacenamiento pueden causar cambios en el caudal aguas abajo durante períodos más largos que las represas de pasada, pero la gran variación en las escalas de tiempo diarias u horarias para las represas de pasada también puede provocar cambios significativos en los caudales (Almeida *et al.* 2020). La alteración de los patrones de flujo en el río debajo de una represa tiene múltiples efectos en los ecosistemas río abajo. Timpe y Kaplan (2017) relacionaron los impactos ecológicos con las medidas hidrológicas dentro de cuatro grupos de parámetros hidrológicos: 1) frecuencia 2) duración de pulsos altos y bajos (pulsos de inundación), 3) la tasa y 4) la frecuencia de cambios en la condición (el nivel) del agua. Otros impactos en el flujo de la corriente ocurren cuando el embalse se está llenando, de modo que los tramos del río aguas abajo se secan durante todo o parte del período de llenado. La represa Balbina fue un caso extremo, con flujo detenido por más de un año (Fearnside 1989). La

Represa de Belo Monte produce un efecto similar que es permanente ya gran escala; el caudal de agua se reduce considerablemente en un tramo de 130 km conocido como la “gran curva del río Xingu” (*Volta Grande do Rio Xingu*), con el 80% del caudal anual del río desviado (Figura 20.5).

Las modificaciones en el régimen hidrológico impactan directamente en la biodiversidad acuática. El comportamiento de los peces, especialmente en relación con la migración y la reproducción, está en relacionado con los cambios de flujo, y las señales falsas causadas por las represas pueden inducir a los peces a comportarse de manera que pongan en peligro su éxito reproductivo (Agostinho *et al.* 2004; Bailly *et al.* 2008; Freitas *et al.* 2012; Vasconcelos *et al.* 2014; Nunes *et al.* 2015; McIntyre *et al.* 2016). La reducción del caudal de agua también afecta negativamente a las especies ornamentales, como la cebrilla pleco (*Hypancistrus zebra*), que está amenazada de extinción en estado silvestre debido a la represa de Belo Monte (Gonçalves 2011). Además, la alteración del caudal y de los niveles del río (altura del nivel del agua) también puede afectar la reproducción de tortugas en las playas de los ríos, como lo informan los indígenas para las playas debajo de las represas Teles Pires y São Manoel en la cuenca del Tapajós.

Los bosques inundados se ven afectados por la construcción de mega represas al aumentar la mortalidad de los árboles debido a las inundaciones extremas (Resende *et al.* 2019; Oliveira *et al.* 2021). En el río Uatumã, debajo de la represa Balbina de Brasil, las alteraciones del caudal provocaron la muerte del 12% del bosque pantanoso (*igapó*) a lo largo de un tramo de río de 125 km debajo de la represa (Assahira *et al.* 2017; Schöngart *et al.* 2021). Durante años con mucha lluvia el nivel del agua ya no alcanza el mínimo del río natural, dejando árboles en posiciones topográficas bajas bajo el agua más allá de sus límites de tolerancia (Figura 20.6).



Figura 20.5 El proyecto hidroeléctrico Belo Monte ha desviado agua de la “Volta Grande” (gran curva) del río Xingu, un tramo de 130 km entre las dos represas que componen el proyecto. Fuente: Watts (2019). Fotografía: Fábio Erdos/The Guardian.



Figura 20.6 Igapó (bosque pantanoso de aguas negras) muerto por la alteración de los niveles de agua aguas abajo de la represa Balbina. Foto: Jochen Schöngart, INPA.

20.3 Carreteras

Las carreteras amazónicas a menudo se construyen sin pasajes adecuados para el agua, como alcantarillas o puentes, lo que resulta en la fragmentación de pequeños afluentes y arroyos estacionales. Estas pueden actuar como represas, y su impacto es especialmente fuerte en los arroyos estacionales, ya que las carreteras provocan encharcamientos a lo largo del camino, bloquean el paso de la vida acuática e interrumpen la conectividad de los arroyos. En la carretera BR-319 (Manaus-Porto Velho) de Brasil, estos bloqueos impiden la migración estacional de los peces de río (Stegmann *et al.* 2019). Las carreteras también influyen en la calidad del agua y la deposición de sedimentos en los sistemas acuáticos. Un estudio de 82 de los 242 puntos en los que los cursos de agua se cruzan con la BR-319 mostró una mayor turbidez del agua aguas abajo, en comparación con aguas arriba, de los cruces de caminos (Maia 2012). Un camino sin deforestación acompañante en el estado brasileño de Amazonas resultó en sedimentos por la erosión de la calzada y por el polvo levantado por el tráfico de camiones que tuvo efectos notables en la comunidad de insectos acuáticos en los arroyos cercanos, reduciendo la riqueza y densidad en todos los grupos funcionales, especialmente triturador especies (Couceiro *et al.* 2011). Un factor que contribuye a esto es el entierro de las hojas caídas bajo los sedimentos, lo que hace que estos no estén disponibles para los insectos en el grupo funcional triturador (Couceiro *et al.* 2011). Esto reduce un aporte importante a la base de la red trófica en el ecosistema acuático.

20.4 Vías navegables y desvíos fluviales

Las vías fluviales de navegación (Figura 20.7) tienen impactos severos en los ecosistemas acuáticos. Una es la explosión y remoción de hábitats rocosos para permitir que las barcas pasen sin obstáculos. Muchas especies de peces son endémicas de estos hábitats y podrían extinguirse si se eliminan (p. ej., Zuanon 2015). La remoción planificada de los extensos afloramientos rocosos del Pedral do Lourenço aguas arriba de Marabá en el río Tocantins en la Amazonía brasileña tendría estos efectos a gran escala (Higgins 2020).

Además de eliminar los afloramientos rocosos, el dragado de los canales de los ríos para garantizar la navegabilidad durante todo el año da como resultado la profundización de las zonas poco profundas y la eliminación de restos de madera (Castello *et al.* 2013a) que puede albergar una rica fauna de peces endémica (Hrbek *et al.* 2018). Es poco probable que las poblaciones de estas especies se recuperen una vez que se haya eliminado su hábitat específico. En la Amazonía peruana se ha contratado recientemente un proyecto para implantar la Hidrovía Amazónica de aproximadamente 2.700 km (Anderson *et al.* 2018; Bodmer *et al.* 2018). Los datos de campo recientes sobre los movimientos de sedimentos fluviales y la biodiversidad de peces en los ríos Marañón y Ucayali en la Amazonía peruana sugieren que el proyecto Hidrovía Amazónica podría alterar significativamente la morfología del cauce del río y, en consecuencia, afectar la diversidad y la productividad de los peces de las que dependen las economías locales. Las mediciones de transporte de sedimentos en estos ríos han demostrado que el tiempo de llenado del cauce es muy rápido, con un transporte promedio de 1,3 millones de toneladas de sedimentos totales por día (Centro de Investigación y Tecnología del Agua CITA 2019).

Entre los impactos más críticos que la Hidrovía Amazónica causaría a la biodiversidad de peces, hábitats y recursos pesqueros de la Amazonía peruana se encuentran (i) la contaminación de los ríos debido a los derrames de combustible y petróleo de los barcos de dragado, (ii) la perturbación de las migraciones de peces locales y regionales, (iii) el impacto sobre los hábitats de desove y refugio de los peces, (iv) el impacto sobre la abundancia de las poblaciones de peces, (v) la mortalidad de huevos, larvas y juveniles de peces, (vi) la perturbación de las inundaciones naturales a lo largo de las riberas de los ríos, y (vii) los impactos sobre la productividad de los peces (García-Villacorta 2019). Otras posibles consecuencias son la degradación o destrucción de las zonas de reproducción y alimentación, en particular para las especies detritívoras.

VÍAS FLUVIALES EXISTENTES Y PLANEADAS



Figura 20.7 Vías fluviales existentes y planeadas en el bioma amazónico. Fuentes: Fearnside 2002b, 2014a; Mariac *et al.* 2021.

20.5 Sobreexplotación

20.5.1 Fauna acuática recolectada para consumo humano

La explotación insostenible de especies de plantas y animales ha sido durante mucho tiempo un factor importante en la degradación de los ecosis-

temas acuáticos en la cuenca Amazónica (Castello *et al.* 2013a). Los peces más grandes y de mayor valor, como el pirarucú gigante o el paiche (*Arapaima spp.*), que ya se encuentra en la lista CITES II de especies amenazadas (Castello y Stewart 2010; Castello *et al.* 2015), el gran frugívoro tambaqui o gamitana, *Colossoma macropomum* (Isaac y Ruffino 1996; Campos *et al.* 2015), y muchos de los

bagres más grandes (p. ej., Isaac *et al.* 1998; Rufino y Isaac 1999; Petrere *et al.* 2004; Alonso y Pirker 2005; Córdoba *et al.* 2013) se consideran sobreexplotados en sus áreas de distribución natural. En varios lugares, existen programas de gestión local y las pesquerías están bajo control sistemático, como es el caso de la gestión participativa de la pesca de *Arapaima* en la Reserva de Desarrollo Sostenible Mamirauá en Brasil (IDSMS 2021) y la Reserva Nacional Pacaya-Samiria en Perú (Kirkland *et al.* 2020).

La sobrepesca ya no se limita a especies grandes y muy buscadas, sino que también afecta a varias de las especies más pequeñas de Characiformes que ahora dominan los desembarques de pesqueros, como *Prochilodus nigricans* (Catarino *et al.* 2014; Bonilla-Castillo *et al.* 2018) *Psectrogaster* spp. (García-Vásquez *et al.* 2015), *Triportheus* sp., *Osteoglossum bicirrhosum*, y *Mylossoma duriventre* (Fabrè *et al.* 2017). Esto es particularmente visible alrededor de las grandes ciudades, como Manaus e Iquitos, que pueden proyectar sombras de defaunación de más de mil kilómetros, como lo demuestra el tambaqui (Tregidgo *et al.* 2017; Garcia *et al.* 2009). El reemplazo progresivo en las pesquerías de especies grandes y longevas por especies más pequeñas con un recambio más rápido es un fenómeno bien descrito conocido como *fishing down* (Welcome 1995, 1999), o *fishing down the food web* cuando una disminución asociada en niveles tróficos se observa en las especies explotadas (Pauly *et al.* 1998).

La mayoría de las especies de peces de interés comercial que son sobreexplotadas en la cuenca Amazónica presentan comportamientos migratorios y viajan desde unos pocos cientos hasta varios miles de kilómetros (Barthem y Goulding 2007; Goulding *et al.* 2019). Las especies migratorias representan más del 90% de los desembarques pesqueros en la cuenca Amazónica, generando ingresos de más de 400 millones de dólares estadounidenses (Duponchelle *et al.* 2021). Aunque la proporción de especies migratorias es ligeramente inferior en las pesquerías de subsistencia no supervisadas, que representan al menos tanto

volumen como las pesquerías comerciales desembarcadas (Bayley 1998; Crampton *et al.* 2004), aún dominan las capturas (Batista *et al.* 1998; Castello *et al.* 2011; Castello *et al.* 2013b). Los peces migratorios son las especies que presentan mayores riesgos sobre sus poblaciones debido a las crecientes actividades antropogénicas que amenazan los ecosistemas acuáticos de la Amazonía (revisión en Duponchelle *et al.* 2021).

La sobreexplotación de peces podría tener efectos negativos indirectos sobre la biodiversidad y la conservación de las plantas terrestres porque muchas especies comerciales tienen dietas frugívoras y juegan un papel clave en la dispersión de semillas (ictiocoria) y en los procesos de germinación de semillas (revisión en Correa *et al.* 2015a). Esto se agrava aún más por el hecho de que los peces más grandes, que son los principales objetivos de las pesquerías, también son los agentes de dispersión de semillas más efectivos (Correa *et al.* 2015a, b; Capítulos 3 y 4).

La acuicultura moderna podría contribuir a la conservación de especies en peligro de extinción, que son objeto de sobreexplotación por los diferentes tipos de pesquerías. La mayoría de las producciones acuícolas alrededor de las principales ciudades amazónicas han comenzado a operar recientemente y se enfocan en especies de gran consumo. El Tambaqui es una especie de pez nativo que es cultivado con mayor frecuencia en Brasil (Araújo-Lima y Goulding 1998; de Oliveira y Val 2017). También se cultivan pirarucú (*Arapaima gigas*) y algunas otras especies de peces, como matrinchã (*Brycon amazonicus*). El mayor desafío para la piscicultura en la Amazonía es la alimentación porque la producción local de alimentos para peces es limitada. Otros insumos, como el hielo y la sal de roca, también pueden ser difíciles de obtener. La mejora del transporte y otras condiciones también contribuiría al uso de subproductos (como el cuero) de estas especies de peces. Otros grupos acuáticos, como las tortugas, se capturan ilegalmente para venderlos como alimento (Salisbury 2016). Los delfines están bajo una fuerte presión por la práctica de matarlos para usar su carne

como carnada para peces, especialmente para la piragatinga o bagre mota (*Callophysius macropterus*), y los caimanes también son asesinados con este propósito (Brum *et al.* 2015).

20.5.2 Peces ornamentales

El comercio de acuarios es una industria multimillonaria en crecimiento (Andrews 1990; Stevens *et al.* 2017). Los peces se encuentran entre las mascotas más populares del mundo (Olivier 2001), y la recolección de especímenes silvestres para el comercio internacional de plantas ornamentales es un problema importante de conservación (Andrews 1990; Chao y Prang 1997; Moreau y Coomes 2007) La cuenca Amazónica representa ~10% del comercio mundial de peces ornamentales de agua dulce, con Brasil, Colombia y Perú como los principales exportadores; en 2007, el valor de exportación total declarado (muy subestimado) de estos tres países fue de alrededor de US \$17 millones (Monticini 2010). Aunque la reproducción artificial podría ser beneficiosa para la conservación de las especies de acuarios (King 2019), casi la totalidad de los especímenes exportados de América del Sur se obtienen directamente del medio natural (Olivier 2001). No existe una estimación publicada actualizada del número total de especies de peces amazónicos explotadas por el comercio de plantas ornamentales, pero alrededor de 700 especies se exportan desde Brasil (IBAMA 2012), > 100 desde Colombia (Ortega Lara *et al.* 2015) y >300 de Perú (Gerstner *et al.* 2006). Estas listas comparten muchas especies, pero las especies extendidas también pueden tener una diversidad críptica (p. ej., Estivals *et al.* 2020). Es probable que estas cifras estén subestimadas, ya que se pueden exportar muchas especies diferentes con un solo nombre (Moreau y Coomes 2007). Por lo tanto, una estimación conservadora podría considerar que entre 700 y 1000 especies de peces son explotadas por el comercio ornamental en la cuenca Amazónica.

Un impacto importante del comercio de plantas ornamentales es que favorece la invasión de especies exóticas y sus parásitos asociados (Chan *et al.*

2019; Gippet y Bertelsmeier 2021). Sin embargo, los efectos del comercio de plantas ornamentales sobre las poblaciones naturales de peces en la Amazonía siguen estando poco estudiados. La información anecdótica sugiere colapsos o disminuciones de la población bajo la presión de la explotación en algunos lugares del Río Negro para el disco (*Symphysodon discus*) (Crampton 1999) y el cardenal tetra (*Paracheirodon axelrodi*) (Andrews 1990; Chao y Prada-Pedrerros 1995). En la Amazonía peruana, la explotación para el comercio de plantas ornamentales ha llevado a reducciones en las especies ornamentales en los lugares de estudio en más del 50% en la abundancia, diversidad y biomasa de peces (Gerstner *et al.* 2006).

El cardenal tetra es la especie de exportación número uno en el comercio de peces ornamentales en Brasil, representando el 68% del valor total de las exportaciones brasileñas de peces ornamentales (Anjos *et al.* 2018). El tetra cardenal habita el medio y alto Río Negro, y su comercio corresponde al 60% de la economía del municipio de Barcelos. Sin embargo, aún no se han recopilado datos de pesca para evaluar mejor los efectos de esta pesca artesanal en las poblaciones de peces. Según la información de los pescadores y los datos obtenidos del muestreo de peces ornamentales (peces capturados por área muestreada), el colapso económico mundial que comenzó en 2008 afectó directamente la cantidad bruta de peces ornamentales exportados (principalmente tetra cardenal).

Después de la crisis financiera mundial de 2008, hubo una disminución tanto en el número de personas involucradas en la explotación de peces ornamentales como en el volumen de captura. De hecho, la disminución en la década de 2010, seguida de otra crisis económica, puso fin al auge de las exportaciones de peces ornamentales de Brasil. Teniendo en cuenta la captura incidental (otras especies capturadas junto con las especies objetivo), las pesquerías ornamentales no serían sostenibles sin un grupo de observación compuesto por la comunidad de pescadores, comerciantes e investigadores. El programa del obser-

vatorio es viable para el mercado de peces ornamentales y puede aumentar las ventas al enfatizar la preservación de los peces y el bienestar de las comunidades locales que todavía están activas en este comercio de manera similar a lo que ocurrió con el café de comercio justo (Zehev *et al.* 2015).

Debido a la creciente explotación de peces ornamentales, la arawana plateada (*Osteoglossum bicirrhosum*) ha sido incluyendo en la lista del Libro Rojo en Colombia (Mojica *et al.* 2012), y esta especie también puede estar amenazada en Perú (Moreau y Coomes 2006, 2007). La exportación de esta especie con fines ornamentales está prohibida en Brasil (Lima y Prang 2008).

20.6 Especies invasoras

La introducción de especies de peces invasoras a nivel mundial es responsable de la homogeneización de la fauna acuática, impulsada especialmente por unas pocas especies, como *O. niloticus*, *C. carpio* y *P. reticulata* (Villéger *et al.* 2011; Tous-saint *et al.* 2016a, b), las cuales han sido introducidas en la Amazonía. Las especies invasoras se utilizan para la agricultura, el cultivo de especies ornamentales y la pesca recreativa (Lima-Junior *et al.* 2018). Los peces introducidos en los lagos y embalses de la Amazonía brasileña a menudo pertenecen a especies depredadoras (*Cichla* spp., *Astro-notus* spp. y *Pygocentrus nattereri*), lo que contribuye a la reducción en la abundancia o pérdida de especies de peces nativos, con consecuencias para todo el ecosistema, como la pérdida de los hábitats de las especies nativas, la disminución de las especies locales debido a las muchas especies invasoras que se alimentan de los huevos de las especies nativas de peces y la competencia por el alimento, lo que lleva a cambios en la composición de las especies y a modificaciones de las redes alimentarias (Zaret y Payne 1973; Latini y Petrere 2004; Pelicice y Agostinho 2009; Pelicice *et al.* 2015b; Fragoso-Moura *et al.* 2016). En los cursos de agua andinos de Bolivia y Perú, la introducción de la trucha arcoíris depredadora *Oncorhynchus mykiss* resultó en la extirpación local o en una gran reducción de la abundancia de *Astroblepus* spp.

nativos. (Ortega *et al.* 2007; Van Damme *et al.* 2011). En el sistema del lago Titicaca, la introducción de la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y el pejerrey (*Odontheistes bonariensis*) resultó en la extinción de *Orestias cuvieri* y en la disminución de muchas otras especies nativas (Anderson y Maldonado-Ocampo 2011; Ortega *et al.* 2007; Van Damme *et al.* 2009).

La pesca deportiva y la recolección con fines ornamentales y acuícolas han motivado la introducción de tilapia (*Oreochromis niloticus*), el guppy (*Poecilia reticulata*) y la carpa común (*Cyprinus carpio*), pero sus impactos aún están poco investigados (Ortega *et al.*, 2007; Anderson y Maldonado-Ocampo 2011; Van Damme *et al.* 2011; Gutiérrez *et al.* 2012; Doria *et al.* 2020). En 2020, el gobierno brasileño autorizó e inició la promoción de la crianza de tilapia en jaulas en embalses (Charvet *et al.* 2021), a pesar de que la tilapia puede afectar a las especies nativas a través de la competencia y la propagación de enfermedades (Deines *et al.* 2016). Si las poblaciones de tilapia se vuelven densas, pueden liberar suficiente fósforo en el agua para causar eutrofización, lo que conduce a una mortalidad generalizada de peces, como ya ha ocurrido en lagos fuera del Amazonas (Starling *et al.* 2002).

La proliferación de represas hidroeléctricas en la Amazonía hace que la región sea más vulnerable a las especies invasoras, ya que las represas facilitan la aparición de especies de peces invasoras. Por ejemplo, las especies especializadas adaptadas al agua corriente desaparecen progresivamente de los embalses recién creados aguas arriba de las represas y, si las especies autóctonas euritópicas (especies capaces de tolerar una amplia gama de condiciones ecológicas) no pueden ocupar su lugar, entonces el nicho suele ser ocupado por especies exóticas (Liew *et al.* 2016). Esto se ve facilitado por la posible entrada de tilapia en los embalses; Además de la cría de tilapia en jaulas en embalses recientemente legalizada en Brasil, muchas granjas acuícolas se instalan cerca de los embalses y los peces pueden escapar cuando se drena el agua de los estanques.

La introducción de algunas especies de peces depredadores amazónicos en regiones fuera de su área de distribución original puede tener efectos importantes en las comunidades locales de peces. Este es el caso del tucunaré (*Cichla* spp.) y el pirarucú o paiche (*Arapaima* spp.) (Miranda-Chumacero *et al.* 2012). Una revisión reciente reveló 1.314 registros de especies de peces no nativas (en 9 órdenes y 17 familias), en la cuenca Amazónica desde el primer registro en 1939, con un fuerte aumento en los últimos 20 años (75% de las ocurrencias) (Doria *et al.* 2021). Las especies no autóctonas se introdujeron principalmente por el comercio de plantas ornamentales o para la acuicultura y la pesca deportiva. Las especies no nativas más extendidas fueron *Arapaima gigas* (fuera de su área de distribución nativa), *Poecilia reticulata* y *Oreochromis niloticus*. En general, nuestra comprensión actual de los impactos de las especies de peces invasoras en el Amazonas sigue siendo limitada debido a la escasez de estudios (Frehse *et al.* 2016; Doria *et al.* 2021).

20.7 Deforestación

La deforestación es un impulsor de la degradación acuática que puede tener efectos que difieren entre las áreas directamente impactadas y las áreas río abajo; la deforestación local puede tener consecuencias regionales. A pequeña y mediana escala, la deforestación generalmente da como resultado un aumento de la escorrentía y la descarga; por ejemplo, la deforestación resultó en un aumento del 25% en la descarga en grandes sistemas fluviales como los ríos Tocantins y Araguaia, con pocos cambios en la precipitación (Coe *et al.* 2009). A mayor escala, las retroalimentaciones atmosféricas (reducción de las precipitaciones causadas por la disminución de la evapotranspiración) pueden cambiar el balance hídrico, no solo en las cuencas donde se ha producido la deforestación, sino en toda la Amazonía a través de la circulación atmosférica (Coe *et al.* 2009).

Al aumentar la escorrentía de agua y la carga de sedimentos transportados por los ríos, la deforestación suele alterar los procesos geomorfológicos

y bioquímicos río abajo con consecuencias para la erosión del suelo y la productividad biológica de los ecosistemas acuáticos (Neill *et al.* 2001; Coe *et al.* 2009; Deegan *et al.* 2011; Iñiguez-Armijos *et al.* 2014; Ilha *et al.* 2018). Por ejemplo, las inundaciones más fuertes provocan el lavado del sustrato y la producción asociada del bentos del que se alimentan los detritívoros migratorios (Flecker 1996). La disminución de la transparencia del agua reduce la producción de algas y zooplancton en los lagos de las llanuras aluviales, que son áreas importantes de alimentación y crianza para la mayoría de las especies de peces (Bayley 1995; Pringle *et al.* 2000).

Las propiedades químicas de los arroyos que fluyen a través de los pastos son radicalmente diferentes de las de los arroyos de los bosques vecinos (Krusche *et al.* 2005; Neill *et al.* 2006; Deegan *et al.* 2011). Los solutos en el agua subterránea también se ven afectados, lo que contribuye a cambios en la química de la corriente (Williams *et al.* 1997). La exposición directa al sol y los cambios de temperatura, oxígeno, contenido químico y sustratos del fondo afectan en gran medida a la fauna acuática (da-Silva Monteiro Júnior *et al.* 2013). El aumento de la temperatura del agua y la reducción de la oxigenación durante el período seco pueden ser letales para los peces (Winemiller *et al.* 1996).

Los cardenales tetras son sensibles al aumento de la temperatura (Fé-Gonçalves *et al.* 2018). Las dos especies congénicas de tetras cardinales se distribuyen en áreas interfluviales en la parte alta de la cuenca del Río Negro y habitan dos ambientes distintos con diferentes cubiertas vegetales y temperaturas (Marshall *et al.* 2011). Las temperaturas del agua de estos ambientes difieren en menos de 2°C pero coinciden con los límites térmicos máximos para ambas especies (Campos *et al.* 2017). Los pequeños caracinos generalmente se encuentran en pequeños arroyos boscosos de *tierra firme* (tierras altas). Por lo tanto, el aumento de la temperatura del agua causado por la deforestación afectará a las especies de peces que viven en los arroyos de las zonas deforestadas. En general, pueden producirse perturbaciones graves en las comun-

idades de peces porque muchas especies viven en arroyos con temperaturas cercanas a sus límites críticos de tolerancia (Campos *et al.* 2018).

En los arroyos pequeños, la deforestación reduce la disponibilidad de grandes cantidades de madera en los arroyos, que desempeña un papel fundamental en la estructura, diversidad y abundancia de las comunidades de peces, lo que afecta las funciones de la pesca y los ecosistemas (Wright y Flecker 2004). La pérdida de desechos más pequeños podría afectar a los insectos bentónicos y macroinvertebrados que comen los peces. Estudios recientes han demostrado los impactos negativos de la deforestación sobre el rendimiento de la pesca (Castello *et al.* 2018) y riqueza de especies de peces, la diversidad taxonómica, la abundancia (Lobón-Cerviá *et al.* 2015; Arantes *et al.* 2018), la biomasa y la diversidad funcional (Arantes *et al.* 2019a). Todos estos impactos pueden reducirse si se mantienen los bosques ribereños; por ejemplo, si un área se convierte en pasto, pero se deja una franja boscosa a lo largo de los márgenes de los cuerpos de agua, estos cuerpos de agua se verán menos afectados (de Paula *et al.* 2021). Cuanto más ancha sea la franja, menor será el impacto sobre los ecosistemas acuáticos; por ejemplo, en la Amazonía oriental, el porcentaje de cobertura forestal dentro de los 100 m de un arroyo está estrechamente relacionado con la diversidad de macroinvertebrados en el arroyo (de Paula *et al.* 2021). Incluso una pequeña fracción de la pérdida de bosque en una cuenca es suficiente para transformar las comunidades de invertebrados y vertebrados bénticos (principalmente peces) en los arroyos amazónicos (Brito *et al.* 2020; Campos *et al.* 2018). Reducir la cubierta forestal en solo un 6,5% dentro de los 50 m de un arroyo es suficiente para cruzar los umbrales para los invertebrados acuáticos (Dala'corte *et al.* 2020). Además, un borde de bosque protege las orillas de los arroyos de la erosión, evita la destrucción del lecho del arroyo, mantiene temperaturas más frescas y ayuda a mantener una mejor calidad del agua. En Brasil, el requisito legal para dicha protección se ha reducido considerablemente desde 2012, cuando el Código Forestal del país fue reempla-

zado por una ley que redefine el nivel del agua a partir del cual se mide el límite forestal requerido, cambiando la base de medición del máximo al nivel mínimo del río. Esto eliminó casi todos los requisitos de protección a lo largo de la mayoría de los ríos amazónicos medianos y grandes debido a su gran variación anual en el nivel del agua.

20.8 Contaminación

20.8.1 Químicos agrícolas

La expansión de cultivos intensivos en productos químicos, como la soya y la palma aceitera, aumenta el riesgo de contaminación del agua por productos químicos agrícolas. La expansión de la producción de soya en el sur de la Amazonía es motivo de especial preocupación debido al uso intensivo de herbicidas, incluido el glifosato (p. ej., Roundup®). Hay pocas mediciones directas de los cursos de agua amazónicos. Una revisión de 2016 sobre pesticidas en aguas dulces de Brasil no encontró estudios en el bioma amazónico del país (Albuquerque *et al.* 2016). Un estudio de 2020 en el área cercana a Santarém, donde la soya se está expandiendo, tomó muestras de cursos de agua y/o aguas subterráneas en 28 sitios, detectando glifosato en 11 sitios a niveles entre 1,5 y 9,7 µg/L (Pires *et al.* 2020). La presencia de plaguicidas en animales acuáticos indica contaminación del agua, como en el caso de los plaguicidas organoclorados en peces del río Tapajós (Mendes *et al.* 2016), tortugas en el río Xingu (Pignati *et al.* 2018), y delfines del río Amazonas en los ríos Solimões (Alto Amazonas) y Madeira (Lailson-Brito Jr. *et al.* 2008). Los mismos delfines también tenían bifenilos policlorados en su grasa (Lailson-Brito Jr. *et al.* 2008; Torres *et al.* 2009).

En Brasil, se autorizó recientemente el uso de varios cientos de productos químicos agrícolas bajo la administración actual, muchos de los cuales están prohibidos en otros países (Ferrante y Fearnside 2019). Los pesticidas, herbicidas y medicamentos y otras medicinas (incluyendo los disruptores endocrinos) se liberan en el ambiente. Para muchos compuestos, el periodo de tiempo

que permanecen en el medio ambiente aún no se ha determinado. Los metales de transición y otros contaminantes en las comunidades acuáticas amazónicas pueden afectar a las especies de peces locales de manera diferencial debido a su respiración, reproducción, posición trófica y características metabólicas, que varían entre los diferentes conjuntos de peces (Duarte *et al.* 2009; Braz-Mota *et al.* 2017). En los arroyos venezolanos, por ejemplo, las partículas o los compuestos disueltos provenientes de los efluentes agrícolas provocaron una fuerte desoxigenación del agua a través de la descomposición de microorganismos y, posteriormente, la pérdida de especies de peces (Winemiller *et al.* 1996). Al matar en su mayoría peces adultos, estos efectos relativamente localizados tienen consecuencias potencialmente a largo plazo (Braz-Mota *et al.* 2017). Se ha demostrado que el herbicida glifosato y el pesticida malatión causan daños metabólicos y celulares en peces expuestos a concentraciones inferiores al 50% de sus concentraciones letales (LC_{50}) (Silva *et al.* 2019; Souza *et al.* 2020).

Los experimentos de laboratorio con peces han demostrado que el glifosato y otros herbicidas causan daños en el hígado y las branquias, así como la rotura del ADN y una mayor expresión de oncogenes (Braz-Mota *et al.* 2015; Silva *et al.* 2019; Souza *et al.* 2020). Las observaciones de campo en ranas monitoreadas antes y después de la aplicación de estos herbicidas en un área de la Amazonía central revelaron que dos especies (*Scinax ruber* y *Rhinella marina*) desarrollaron malformaciones que no estaban presentes antes de la aplicación del herbicida o en un lugar a 600 m del sitio de aplicación. Además, tres especies de *Leptodactylus* previamente abundantes se extinguieron localmente (Ferrante y Fearnside 2020).

20.9 Derrames de petróleo y residuos tóxicos

La parte occidental de la cuenca Amazónica tiene grandes reservas de petróleo (Capítulo 19). Los derrames de petróleo crudo y los desechos tóxicos no tratados de la explotación de petróleo y gas son notorios en las porciones amazónicas de Ecuador

(Jochnick *et al.* 1994) y Perú (Kimerling 2006; Orta Martínez *et al.* 2007; Yusta-García *et al.* 2017) (Figura 20.8). En la Amazonía ecuatoriana entre 1972 y 1992 se descargaron al medio ambiente 73 mil millones de litros de crudo, 1,8 veces los 41 mil millones de litros liberados por el desastre del Exxon Valdez en Alaska (Sebastián y Hurtig 2004; Kimerling 2006). Durante este período, también se liberaron 43 mil millones de litros de agua producida (salmuera de yacimientos petrolíferos), que contiene sales que interrumpen las migraciones de peces (Kimerling 2006).

El aceite es tóxico para los peces (Sadauskas-Henrique *et al.* 2016), y la contaminación asociada con el derrame de hidrocarburos puede tener impactos de gran alcance en las comunidades acuáticas amazónicas porque el petróleo puede dispersarse por toda la red aguas abajo (Yusta-García *et al.* 2017). La extracción de petróleo produce grandes cantidades de lodo tóxico y agua producida, que en Perú y Ecuador se han liberado rutinariamente al medio ambiente en lugar de ser bombeados nuevamente a los pozos (Kimerling 2006, pp. 450-453; Moquet *et al.* 2014). Esta salmuera tiene altas concentraciones de sal y una variedad de sustancias tóxicas (incluyendo metales pesados), además de cantidades significativas de aceite. En los arroyos ecuatorianos se han encontrado concentraciones de toxinas relacionadas con los hidrocarburos hasta 500 veces superiores a las permitidas por las regulaciones en Europa (Sebastián y Hurtig 2004).



Figura 20.8 Fugas de petróleo de un oleoducto sumergido en Perú. Fuente: Fraser (2014).

TRANSPORTE DE PETRÓLEO DE URUCU A MANAUS

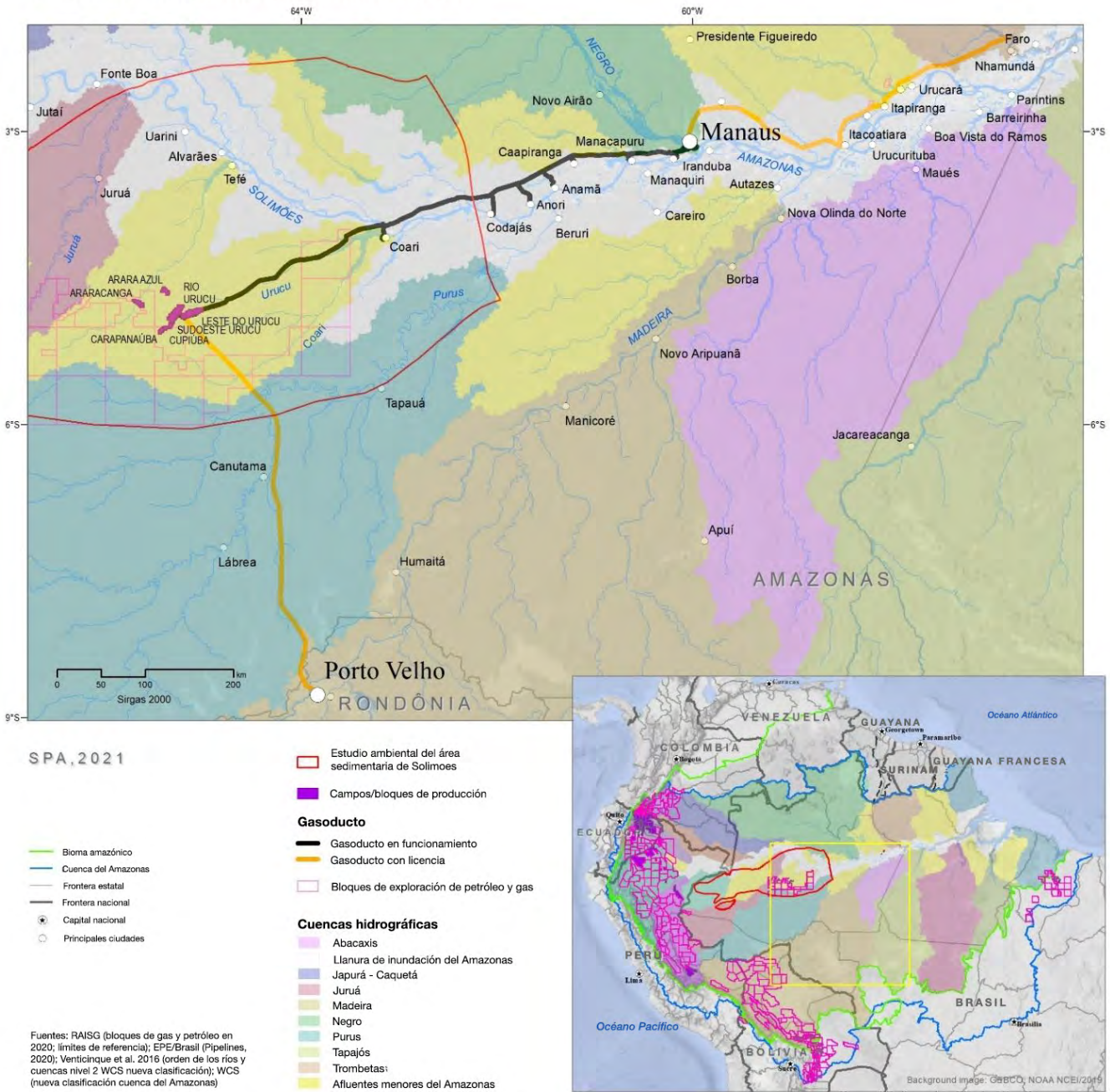


Figura 20.9 Transporte de petróleo por oleoducto de Urucu (RUC) a Coari y luego por barcaza de Coari a Manaus. El mapa recuadro muestra las áreas de proyectos petroleros en todo el Amazonas.

Los efectos del petróleo pueden durar décadas, como se vio luego del derrame de 11 mil millones de litros de crudo en los ríos Coca y Napo en Ecuador en 1987; a partir de 2006, los ríos afectados no

habían recuperado su biodiversidad de peces (Kimerling 2006, p. 458). Los derrames de petróleo también tienen un gran impacto en las comunidades de invertebrados acuáticos, reduciendo

tanto la abundancia como la riqueza de especies, como lo demuestran los estudios en arroyos y llanuras aluviales afectadas por el petróleo cerca de Manaus, Brasil (Couceiro et al. 2006, 2007a).

La extracción de petróleo y gas natural cerca del río Urucu, en la parte occidental de la Amazonía brasileña, es motivo de preocupación debido a los posibles impactos en los cuerpos de agua adyacentes. Aunque la empresa petrolera responsable (Petrobras) asegura que se están observando todos los protocolos de operación de seguridad, siempre existe la posibilidad de un derrame de petróleo. El petróleo extraído de los pozos de Urucu viaja en grandes barcazas por el río Solimões (Alto Amazonas) desde Coarí hasta Manaus, donde se refina (Figura 20.9).

Los peces amazónicos han evolucionado en agua hipóxica y han desarrollado muchas estrategias

para respirar aire o tomar agua de la película en la parte superior de la columna de agua, que es más rica en oxígeno (Val et al. 1998; Soares et al. 2006). Como se mencionó anteriormente, estas estrategias amenazan a los peces que respiran aire si ocurren derrames de petróleo (Val y Almeida-Val 1999).

La propuesta de Brasil para el proyecto de petróleo y gas de la cuenca sedimentaria de Solimões está avanzando rápidamente y abrirá una vasta “área de influencia estratégica” que cubre 47 millones de hectáreas (más grande que el estado de California en los EE. UU.) para la explotación en el oeste de la Amazonía brasileña (Fearnside 2020b) (Figura 20.10). Dentro de esta área, los pozos se ubicarían en las ubicaciones más prometedoras (líneas verdes en la Figura 20.10) donde ya se han completado los estudios sísmicos. Los derechos de los primeros bloques de perforación ya se han

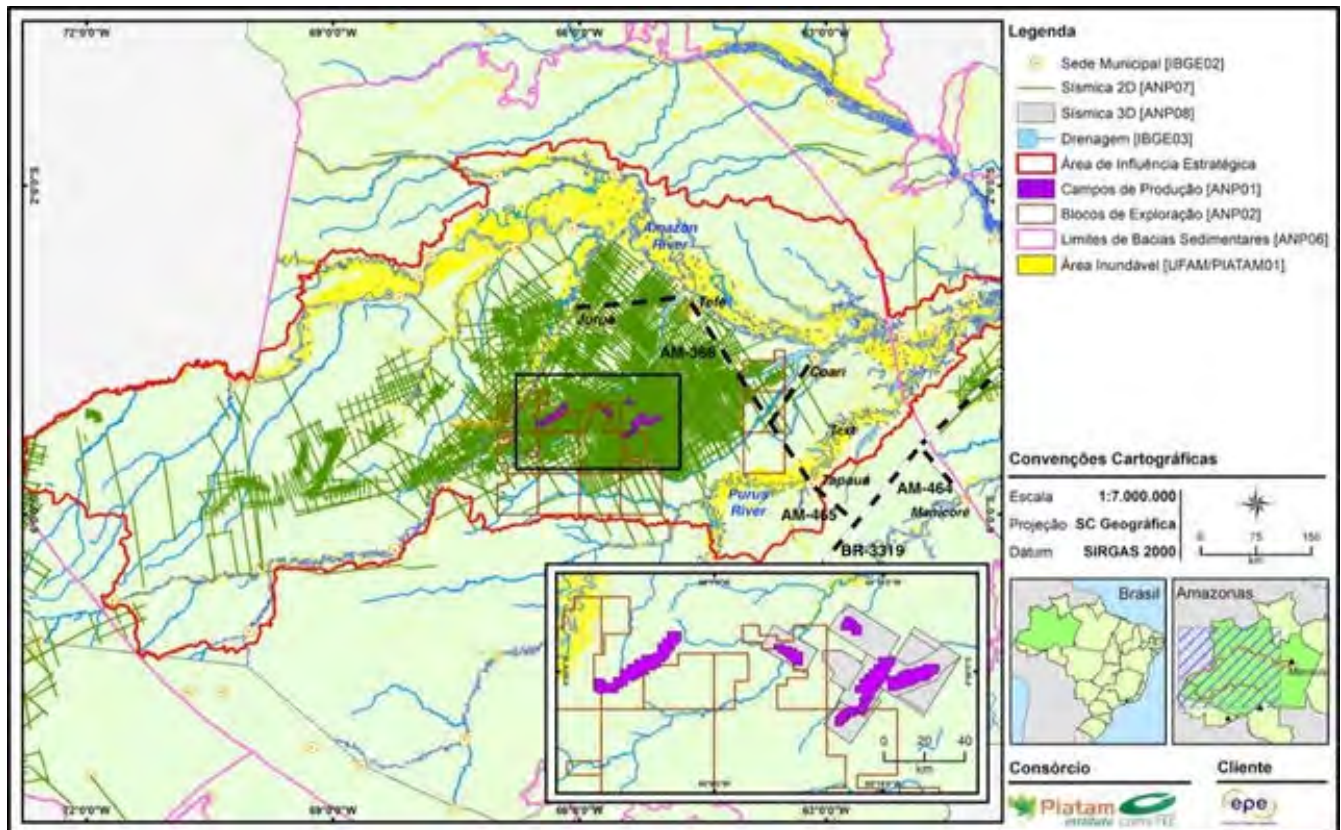


Figura 20.10 Proyecto de petróleo y gas “Cuenca sedimentaria de Solimões” propuesto por Brasil. Las áreas moradas son el campo de producción de Urucu donde los pozos están actualmente en producción. Las delgadas líneas verdes representan ubicaciones para futuras perforaciones donde ya se han realizado estudios sísmicos. El “Área de Influencia Estratégica” del proyecto propuesto, delimitado por la línea roja, cubre 47 millones de hectáreas (más grande que el estado de California, EE. UU.). Fuente: Brasil, EPE (2020a, p. 65).

vendido a Rosneft, una empresa rusa a la que Greenpeace-Rusia acusa de provocar más de 10.000 vertidos de petróleo en todo el mundo (Fearnside 2020c). Este proyecto de petróleo y gas también conlleva un riesgo sustancial de mejorar el acceso por carretera a la vasta región “trans-Pu-

rus” entre el río Purus y la frontera de Brasil con Perú, lo que resultaría en la deforestación del último gran bloque de bosque intacto en la Amazonía brasileña (Fearnside et al. 2020; ver también las opiniones del Ministerio de Minas y Energía de Brasil en Brasil EPE 2020a, b; Fearnside 2020b, c).

MINERÍA: CONCESIONES OFICIALES Y ACTIVIDADES ILEGALES

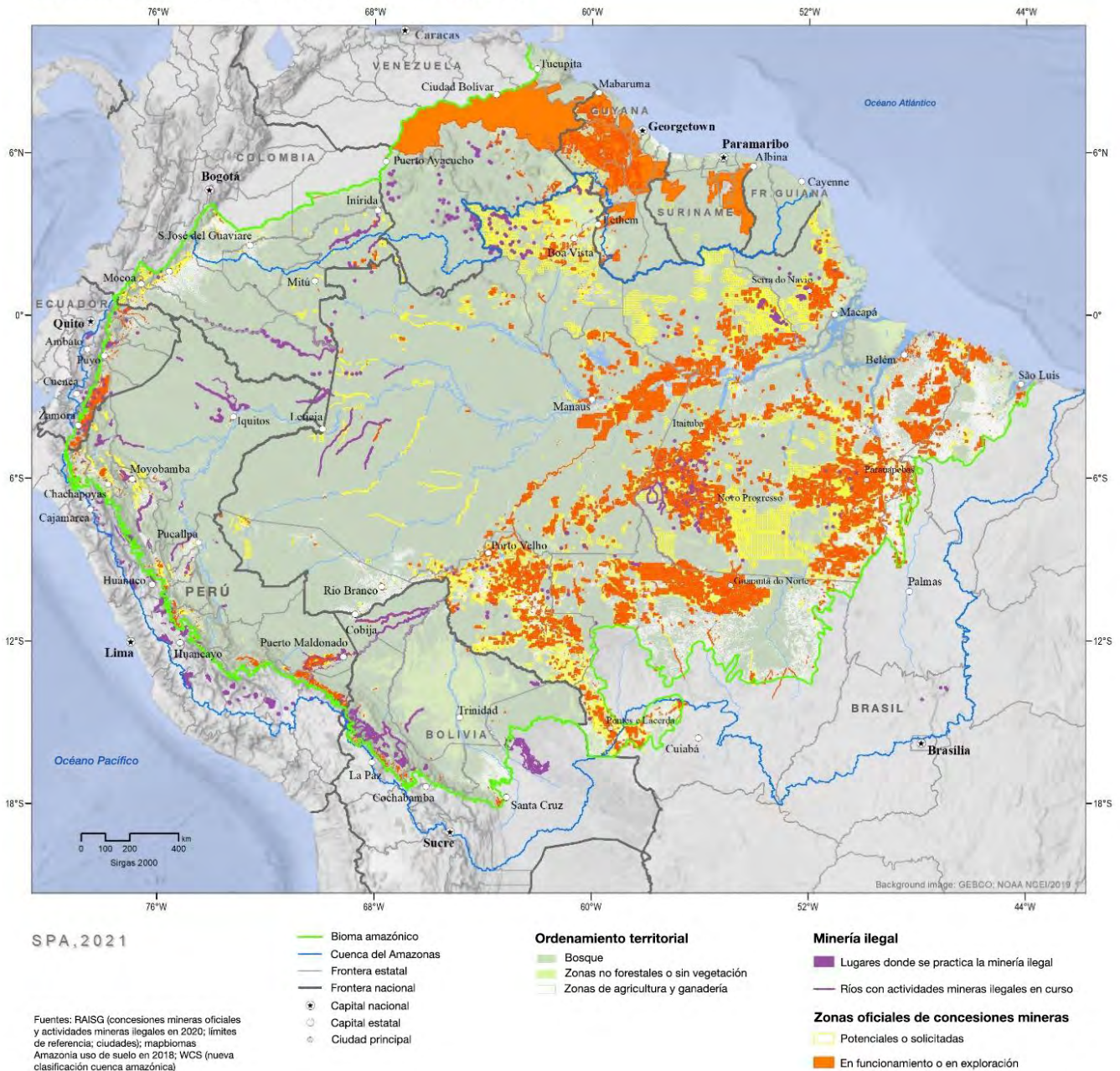


Figura 20.11 Concesiones mineras oficiales y actividades ilegales.

20.10 Minería

La minería de oro, gran parte de la cual es ilegal, está muy extendida en la cuenca Amazónica (Figura 20.11). En Brasil ocurre en ríos como el Tapajós, Tocantins, Madeira, Xingu, Negro, Amapari y Solimões o Alto Amazonas (Figura 20.12; Roulet et al. 1999; dos Santos et al. 2000); en Bolivia en los ríos Madeira, Beni e Iténez (Pouilly et al. 2013); en Colombia en los ríos Putumayo, Caquetá, Guanía, Vaupés e Inirída (Nuñez-Avellaneda et al. 2014); en Ecuador en el río Nambija, y en la Guyana Francesa a lo largo de los afluentes del río Negro (Barbosa y Dorea 1998). La invasión ilegal de áreas indígenas en Brasil por parte de mineros de oro (garimpeiros) ha tenido durante mucho tiempo un gran impacto en estas áreas (Figura 20.13), incluyendo sus ecosistemas acuáticos. Un proyecto de ley que legalizaría estas y otras actividades en áreas indígenas tiene el potencial de aumentar en gran medida estos impactos (Branford y Torres 2019; Villén-Pérez et al. 2020; Ferrante y Fearnside 2021). Se estima que más de 200.000 toneladas de mercurio han sido arrojadas por la minería aurífera en la Amazonía brasileña desde finales del siglo XIX (Bahía-Oliveira et al. 2004).

Se estima que la minería de oro representa el 64% del mercurio que ingresa a los sistemas acuáticos amazónicos (Roulet et al. 1999, 2000; Artaxo et al. 2000; Guimaraes et al. 2000). Las cantidades restantes provienen de la escorrentía de los depósitos naturales que son erosionados por la deforestación (33%) y las emisiones atmosféricas resultantes de la deforestación y los incendios forestales (3%) (Roulet et al. 1999; Souza-Araújo et al. 2016). A escala de cuenca, la dinámica del mercurio involucra procesos físicos abióticos (es decir, transporte de sedimentos río abajo). El mercurio elemental puede luego convertirse en metilmercurio tóxico por bacterias específicas en ambientes anóxicos, como los creados en el fondo de los embalses (Sección 20.2.1.4) o en lagos y ríos naturales estratificados térmicamente.

El metilmercurio ingresa a las redes alimentarias acuáticas y se bioacumula en niveles tróficos

sucesivamente más altos (Morel et al. 1998; Ullrich et al. 2001). Las poblaciones de vertebrados que han acumulado mercurio migran río arriba, incluyendo las migraciones de peces para el desove y las migraciones laterales en las llanuras aluviales (Molina et al. 2010; Nuñez-Avellaneda et al. 2014; Mosquera-Guerra et al. 2019). Se han documentado altas concentraciones de mercurio total (Hg) y metilmercurio (MeHg) en las redes tróficas acuáticas desde la década de 1980 (Martinelli et al. 1988; Lacerda 1997; Lacerda y Salomons 1998).

La vida silvestre (principalmente especies omnívoras y carnívoras) está expuesta al MeHg a través de su dieta (Ullrich et al. 2001; Sarica et al. 2005; de Moura et al. 2012). La bioacumulación de mercurio hace que las concentraciones aumenten considerablemente en los depredadores superiores, como los grandes bagres, el caimán negro, las nutrias y los delfines (Markert 2007; Molina et al. 2010; Bossart 2011; Salinas et al. 2013; Nuñez-Avellaneda et al. 2014; Mosquera-Guerra et al. 2015, 2019). Debido a que muchos mamíferos acuáticos se encuentran en la cima de las cadenas alimenticias, están especialmente amenazados por la bioacumulación de mercurio (Brum et al. 2021) (Figura 20.14).

A diferencia de otras fuentes de contaminación, el mercurio ha recibido una atención considerable en la cuenca Amazónica, y varios estudios han informado concentraciones de mercurio en el pescado muy por encima del límite aceptable definido por la Organización Mundial de la Salud ($0,5 \text{ mg kg}^{-1}$) (p. ej., Hacon et al. 2008; Roach et al. 2013). Nuñez-Avellaneda et al. (2014) evaluaron la presencia de mercurio total en muestras de tejido muscular de once especies de peces en cuatro localidades de la Amazonía colombiana, reportando valores que oscilaron entre 0,0116 y 2,0123, media = $0,3549 \text{ mg Hg kg}^{-1}$. Mosquera-Guerra et al. (2015) informaron que el 54% ($n=103$) del total de muestras de tejido de la especie de bagre *Calophysus macropterus* (omnívoro) de la Amazonía tenían concentraciones entre 0,11 y $1,66 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, coincidiendo con los hallazgos de Salinas et al.



Figura 20.12 Los sedimentos de la extracción de oro ingresan al río Tapajós en su confluencia con el Crepuri, uno de varios afluentes en el centro de Pará que descargan sedimentos de la extracción de oro en el Tapajós. Fuente: Guimarães (2020). Fotografía:



Figura 20.13 Minería en Territorio Indígena Yanomami en 2020. Fuente: Chico Batata - Greenpeace.

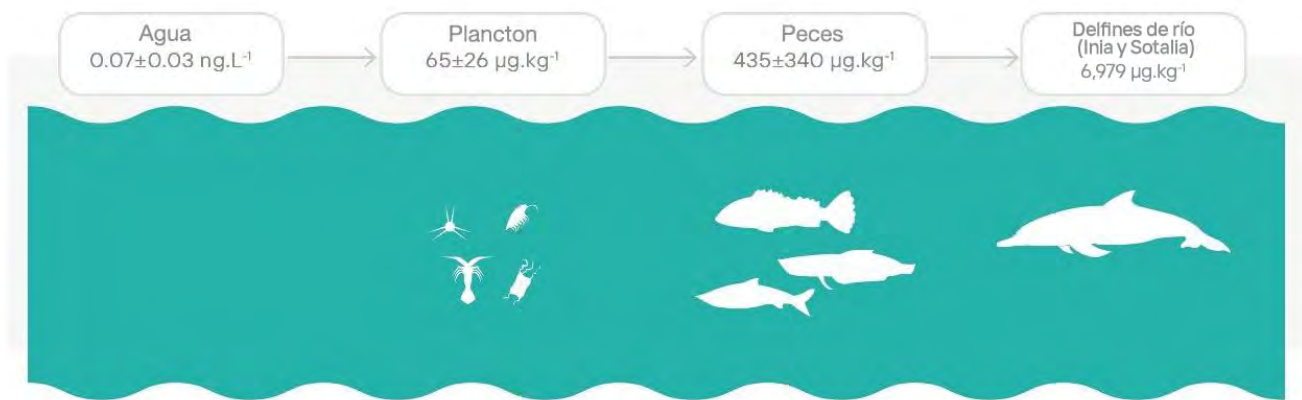


Figura 20.14 Bioacumulación de mercurio en el Río Negro. Adaptado de Kasper *et al.* (2018).

(2013) para la misma especie de bagre. Sin embargo, los niveles elevados de mercurio en el pescado también pueden ocurrir naturalmente en lugares alejados de las actividades humanas (Marshall *et al.* 2016). Esto se debe a que el mercurio está presente en el suelo independientemente de las actividades humanas; dado que los suelos amazónicos son antiguos, han acumulado lentamente mercurio que se inyecta a la atmósfera por erupciones volcánicas y se deposita por precipitaciones en todo el mundo. El consumo de pescado por parte de las comunidades humanas de la Amazonía provoca algunos de los niveles de mercurio más altos registrados en el mundo en el cabello humano, junto con problemas de salud asociados (Passos y Mergler 2008). A través del consumo de pescado, los humanos también bioacumulan mercurio (Capítulo 21).

Entre las especies en peligro de extinción, se han informado altas concentraciones de mercurio en la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) en Brasil (Dias Fonseca *et al.* 2005); en el delfín del río Amazonas (*Inia geoffrensis*) en Colombia, Brasil y Bolivia (Rosas y Lethi 1996; Mosquera-Guerra *et al.* 2015, 2019); y en el delfín gris de río (*Sotalia fluviatilis*) en Brasil (Mosquera-Guerra *et al.* 2019). A lo largo de la costa del Amazonas, también se encontró mercurio en tejidos del delfín costero (*S. guianensis*) (de Moura *et al.* 2012). Los efectos del mercurio en los pequeños cetáceos incluyen anomalías hepáticas

y trastornos graves en los riñones y el cerebro (Augier *et al.* 1993). Por otro lado, la combinación de mercurio con otros contaminantes en pequeños cetáceos resultó en déficits sensoriales, deficiencia conductual, anorexia, letargo, trastornos reproductivos y muerte de fetos, así como deficiencias en el sistema inmunológico que facilitan la aparición de neumonías y otras enfermedades infecciosas (Cardellicchio *et al.* 2002). Se desconoce si los mismos impactos están ocurriendo en los delfines del río Amazonas y los delfines marinos.

Los preparativos para las operaciones de minería industrial a gran escala avanzan rápidamente (Arsenault 2021). La empresa minera canadiense Belo-Sun está preparando una operación masiva aguas abajo de la represa Pimental (parte del complejo Belo Monte en el río Xingu). La operación extraería oro de dos minas a cielo abierto junto al tramo del río *Volta Grande* (Big Bend) que ya está muy afectado por la reducción del flujo de agua debido al complejo Belo Monte. Los riesgos incluyen represas de relaves, uso de cianuro y demanda de grandes cantidades de agua del ya insuficiente caudal del *Volta Grande* (Emerman 2020). La represa de relaves de 44 m de altura permanecerá indefinidamente, aunque se estima que la mina estará agotada después de 17 años de operación. Si la represa de los relaves se rompiera, podría provocar una catástrofe igual al desastre de Mariana en 2015 en el Río Doce en Minas Gerais

(Tófoli *et al.* 2017), y liberar más de 35 millones de m³ de relaves que contienen cianuro (Emerman 2020).

La extracción de bauxita y el procesamiento del mineral para producir alúmina y luego aluminio pueden liberar partículas tóxicas finas conocidas como “lodo rojo” en los ecosistemas acuáticos. En la mina de bauxita de Mineração Rio do Norte en el río Trombetas en Pará, un gran lago (el Lago Batata) se llenó por completo con 24 millones de toneladas de este lodo en la década de 1980, matando prácticamente toda la vida acuática (Soares 2015; Borges y Branford 2020). En 2018, un estanque de retención de lodo rojo reventó en la planta de alúmina de Norsk Hydro en Barcarena, Pará (Fearnside 2019). El agua se contaminó hasta Abaetetuba, a 48 km de la planta de alúmina (Barbosa 2018).

20.11 Aguas residuales urbanas y residuos plásticos

Las aguas residuales urbanas afectan en gran medida a los invertebrados acuáticos, reduciendo tanto la abundancia como la riqueza de especies, como lo demuestra una serie de estudios en 20 arroyos en el área de Manaus (Couceiro *et al.* 2006, 2007a, b, 2011; Martins *et al.* 2017). El efecto varía según el grupo taxonómico, lo que permitió desarrollar un índice de severidad de la contaminación utilizando insectos acuáticos como bioindicadores (Couceiro *et al.* 2012). Los arroyos en Manaus también están contaminados con una variedad de hidrocarburos tanto de la quema de biomasa como del petróleo (de Melo *et al.* 2020).

Se ha encontrado que los arroyos en Manaus contienen productos farmacéuticos humanos, así como rastros de cocaína, pero estos se diluyen por debajo de los límites de detección después de ingresar a los ríos principales (Thomas *et al.* 2014; de Melo *et al.* 2019). La contaminación con compuestos farmacéuticos puede afectar a los peces (dos Santos *et al.* 2020) y macrofitos (Otomo *et al.* 2021). La contaminación farmacéutica es una

amenaza creciente para los ambientes acuáticos en toda América Latina, incluyendo los países amazónicos (Valdez-Carrillo *et al.* 2020). Las muestras tomadas en 40 sitios a lo largo del río Amazonas y los principales afluentes de Brasil encontraron 30-40 compuestos cerca de las principales ciudades y 1-7 compuestos en el río Amazonas lejos de las ciudades (Fabregat-Safont *et al.* 2021). Una encuesta diferente en 40 sitios de muestreo a lo largo del río Amazonas, tres afluentes (ríos Negro, Tapajós y Tocantins) y cuatro ciudades encontró que la contaminación química puede causar efectos a largo plazo en el 50-80% de las especies acuáticas cerca de las áreas urbanas (Rico *et al.* 2021).

Grandes cantidades de plástico se desechan en los ríos y arroyos Amazónicos (Figura 20.15), y ahora se ha detectado la presencia de microplásticos en los sedimentos de los ríos (Gerolin *et al.* 2020), en la arena de una playa en la costa de la región amazónica, y en una playa fluvial en la Amazonía ecuatoriana (Lucas-Solis *et al.* 2021; Martinelli Filho y Monteiro 2019). También se han encontrado microplásticos en especies de peces de todos los niveles tróficos, incluyendo 13 especies del río Xingu (Andrade *et al.* 2019) y 14 del estuario de la Amazonía (Pegado *et al.* 2018). Los micro y nanoplásticos tienen impactos en los ecosistemas acuáticos, incluso sirviendo como portadores de contaminantes orgánicos persistentes (COP) (Beseling *et al.* 2019) y transfiriendo químicos que pueden provocar estrés hepático en peces (Rochman *et al.* 2013). También pueden afectar a los mamíferos (Rubio *et al.* 2020).

Muchas ciudades, pueblos y municipios de la cuenca no cuentan con gestión de plásticos y desechos, y esto sigue siendo un desafío importante que deben abordar los formuladores de políticas para la conservación de ecosistemas de agua dulce saludables en la región. Se estima que el río Amazonas descarga anualmente entre 32.000 y 64.000 toneladas de plástico en el Océano Atlántico (Lebreton *et al.* 2017). El río Amazonas también ha sido identificado como una fuente



Figura 20.15 Residuos plásticos desechados en un arroyo en Manaus en 2021. Fuente: Rodrigo Du-arte/Greenpeace.

importante de aditivos plásticos orgánicos en el agua del Atlántico norte tropical (Schmidt *et al.* 2019).

20.12 Interacciones entre impulsores

Aunque la mayoría de los impulsores de la degradación en los ecosistemas acuáticos se han discutido por separado, varios están altamente correlacionados, a menudo interactuando, y los organismos acuáticos tendrán que hacer frente a alguna combinación de estos impulsores. Los impactos del cambio de la cobertura terrestre, el cambio climático global, las represas y la minería tienen interacciones que están causando la degradación a gran escala de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonía, y las tendencias de desarrollo actuales implican aumentos dramáticos en estos impactos (Castello y Macedo 2016).

Varios de los factores discutidos aquí pueden promover la deforestación directa o indirectamente.

Las represas hidroeléctricas inducen la construcción de carreteras, lo que a su vez conduce a una mayor deforestación y agricultura, que a menudo también resultan en una mayor deforestación (Finer y Jenkins 2012; Chen *et al.* 2015; Lees *et al.* 2016; Forsberg *et al.* 2017; Anderson *et al.* 2018). En este contexto de transformación, la regulación de los ciclos hidrológicos por represas aislará grandes porciones de llanuras aluviales, que probablemente serán explotadas para la agricultura, aumentando aún más la deforestación (Forsberg *et al.* 2017).

De manera similar, es probable que la vía fluvial planificada en la subcuenca del Tapajós fomente una mayor deforestación directamente a través del aumento de la producción de soya en Mato Grosso. Las plantaciones de soya hacen que los ecosistemas acuáticos reciban escorrentías que contienen fertilizantes, herbicidas, pesticidas y sedimentos de la erosión del suelo (Sección 20.6.1). Los cursos de agua también reducen los

costos de transporte e inducen el reemplazo de pastos por soya, lo que resulta en un cambio indirecto del uso de la tierra, donde los ganaderos venden sus tierras a los productores de soya y se mudan a otras partes del Amazonas, talando bosques para establecer pasturas destinadas para el alimento del ganado (Arima *et al.* 2011; Fearnside 2015c) (ver los Capítulos 14 y 15).

Un impacto de las vías fluviales es que sirven para justificar las represas hidroeléctricas, independientemente de cuán severos puedan ser los impactos. Sin una secuencia completa de represas en un río, toda la vía fluvial dejaría de funcionar porque las barcazas no pueden atravesar rápidos y cascadas, que son eliminadas por los embalses. La vía fluvial Tocantins/Araguaia (Fearnside 2002b) y la vía fluvial Tapajós (Fearnside 2015c) sirven como ejemplos. En el caso del río Madeira, un plan de 4.000 km de vías fluviales en la porción amazónica de Bolivia, destinado al transporte de soya, se utilizó como argumento en el estudio de viabilidad de las represas de Santo Antônio y Jirau en Brasil (Fearnside 2014a, b).

La explotación de nuevas fuentes de energía, como el petróleo, generalmente requiere la construcción de carreteras, por lo tanto, la deforestación (Anderson *et al.* 2018; Fearnside 2020b). La explotación petrolera también tiene fuertes efectos combinados con las represas, devastando la biota acuática donde estos factores se cruzan (Anderson *et al.* 2019). Los efectos indirectos de la explotación petrolera, como la construcción de carreteras y la consiguiente deforestación, pueden provocar la fragmentación de la conectividad acuática o la pérdida del hábitat de las especies migratorias, lo que agrava aún más los efectos de las represas y los cursos de agua. En la Amazonía peruana, la Carretera Interoceánica ha tenido un doble impacto sobre los ríos y ecosistemas terrestres asociados. Como lo muestran las imágenes satelitales, este camino promovió el cambio de uso de la tierra debido a la expansión agrícola en el norte, mientras que al mismo tiempo facilitó el acceso a bosques previamente vírgenes a lo largo de los ríos Malinowsky e Inambari para la extrac-

ción de oro aluvial (Finer *et al.* 2018; Sánchez-Cuervo *et al.* 2020).

Los incrementos inducidos por el clima en la periodicidad en la severidad de las sequías y la prolongación de las estaciones secas darán lugar a una mayor deforestación y generación de incendios (Malhi *et al.* 2009). Los efectos del cambio climático también interactuarán con otros impactos antropogénicos. Las tendencias de calentamiento aumentarán la temperatura del agua, aumentando la toxicidad de los contaminantes para los organismos y la bioacumulación de mercurio en las redes tróficas acuáticas (Ficke *et al.* 2007; Val 2019). La tendencia esperada de descargas decrecientes en la cuenca Amazónica, excepto en la parte occidental (Sorribas *et al.* 2016; Farinosi *et al.* 2019), podría resultar en una pérdida de biodiversidad de peces de hasta un 12% en la cuenca Amazónica y un 23% en la cuenca de Tocantins (Xenopoulos *et al.* 2005). También se espera que las sequías y la disminución del aporte de los ríos afecten la composición de la comunidad de peces, el tamaño y la estructura de la población, además de la reproducción y el reclutamiento de los peces (Poff *et al.* 2001; Lake 2003; Freitas *et al.* 2013; Frederico *et al.* 2016).

Se espera que el aumento de las temperaturas y la reducción de las concentraciones de oxígeno resultantes de la disminución de los volúmenes de agua sean perjudiciales para muchos organismos acuáticos, incluyendo los peces (Lake 2003; Ficke *et al.* 2007; Frederico *et al.* 2016; Nelson y Val 2016; Gonçalves *et al.* 2018; Lapointe *et al.* 2018; Campos *et al.* 2019). En los organismos adultos, la energía se asigna al metabolismo de crecimiento, reproducción y mantenimiento (Val y Almeida-Val 1995; Almeida-Val *et al.* 2006; Wootton 1998). El excedente de energía gastado para compensar el aumento de las condiciones térmicas se producirá a expensas del crecimiento y la reproducción, y es probable que aumente la susceptibilidad a las enfermedades (Ficke *et al.* 2007; Freitas *et al.* 2012; Oliveira y Val 2017; Costa y Val 2020). También se espera que las temperaturas más altas favorezcan las condiciones eutróficas y estimulen el desa-

rollo de macrófitas en los lagos de las llanuras aluviales, modificando la dinámica de la red alimentaria y afectando a los peces que dependen de esta (Ficke *et al.* 2007).

El calentamiento global y la reducción de la disponibilidad de oxígeno dan como resultado la reducción del tamaño corporal en muchos organismos (Sheridan y Bickford 2011), y se espera los mismos efectos en los peces (Cheung *et al.* 2013; Oliveira y Val 2017; Pauly y Cheung 2018; Almeida-Silva *et al.* 2020), lo que podría afectar las pesquerías en toda la región. La disminución del tamaño corporal debido al calentamiento global podría conducir a la alteración del ecosistema a través de una cascada trófica para las especies depredadoras (Estes *et al.* 2011), o a través de la interrupción de los flujos de carbono para las especies detritívoras (Taylor *et al.* 2006) y la consiguiente disminución del reclutamiento porque la producción reproductiva es proporcional al tamaño corporal en la mayoría de los peces. Las reducciones esperadas del tamaño de los peces, impulsadas por el clima también acelerarán aún más las disminuciones del tamaño inducidas por la pesca que ya se han observado para las especies de interés comercial.

La fragmentación de las redes fluviales por represas hidroeléctricas y otras infraestructuras limitará los posibles cambios de rango de las especies acuáticas para hacer frente al aumento de temperatura esperado bajo el cambio climático (Myers *et al.* 2017). Ya se han documentado cambios en el rango de distribución de los peces a altitudes más altas como resultado del cambio climático, y la fragmentación de los ríos por las represas bloqueará esta forma de adaptación (Herrera-R *et al.* 2020). Es probable que las especies acuáticas andinas se vean particularmente afectadas porque la mayoría de las represas se han construido o están planeadas en los afluentes andinos (Forsberg *et al.* 2017; Anderson *et al.* 2018; Tognelli *et al.* 2019).

20.13 Conclusiones

Los ríos proveen conexiones entre ecosistemas

acuáticos y terrestres muy separados a través de flujos de agua, sedimentos y nutrientes, y a través de migraciones de peces. La fragmentación de los ríos, por lo tanto, tiene consecuencias de largo alcance (ya menudo internacionales).

Los ríos saludables y de flujo libre y ecosistemas de planicies aluviales interactúan con los diferentes de la biodiversidad además de generar servicios ecosistémicos que son importantes a escala local, regional y global (p. ej., pesquerías para la seguridad alimentaria, transporte de sedimentos y almacenamiento de carbono).

Los ecosistemas acuáticos son particularmente propensos a impactos acumulativos o sinérgicos. Estos incluyen los efectos de múltiples represas en los ríos y los impactos combinados de los cambios en los caudales de los ríos, los niveles de oxígeno, la temperatura del agua y los niveles de contaminación.

20.14 Recomendaciones

- No se deben construir represas con capacidad instalada ≥ 10 MW en la Amazonía. Las represas con una capacidad instalada < 10 MW que darían energía a un solo pueblo o aldea se pueden construir con la licencia ambiental adecuada y utilizando un enfoque basado en la mitigación de los riesgos ambientales y sociales. En lugar de construir represas amazónicas, la política energética debería priorizar la conservación de la electricidad, detener las exportaciones de productos intensivos en energía y redirigir la inversión en nuevos mecanismos de generación de electricidad a través de fuentes eólicas y solares.
- Las represas con capacidad instalada < 10 MW tienen impactos significativos y no deben construirse para alimentar redes nacionales o regionales. También se debe considerar el grave efecto acumulativo del bloqueo de múltiples afluentes con estas represas.
- Los procesos de toma de decisiones sobre proyectos de infraestructura hidroeléctrica deben

reformarse de modo que los impactos ambientales y sociales directos e indirectos se recopilen y debatan democráticamente antes de tomar decisiones.

- Las cuencas hidrográficas seleccionadas en todo el Amazonas deben ser conservadas para la investigación, el monitoreo a largo plazo y la protección de la diversidad genética y de especies. Estas cuencas también mantendrán comunidades ecológicas que pueden ser necesarias para los esfuerzos de recuperación de los sistemas ecológicos afectados.
- Las áreas de inundación de los ríos y arroyos deben estar protegidos por un borde forestal adecuado cuando la tierra circundante se convierte para otros usos.
- Se necesita una mejor regulación y seguimiento de las especies exóticas, especialmente para la piscicultura. Deben evitarse los proyectos de desviación de agua entre cuencas, que inevitablemente conducen a la introducción de especies exóticas.
- Se necesitan controles adecuados sobre las aguas residuales urbanas, la contaminación por plásticos, el mercurio y otros metales pesados, y sobre el uso de agroquímicos.
- Es necesario el control de sedimentos y desechos de la minería.
- La minería aluvial debe prohibirse en toda la cuenca Amazónica para preservar la biodiversidad acuática, los bosques inundables y la salud humana.
- Los gobiernos regionales y los municipios deben priorizar la limpieza de las aguas residuales para preservar la salud de la biota acuática y las poblaciones humanas.
- Debido a que los recursos acuáticos no son propiedad privada, requieren acuerdos cooperativos para administrar su uso (incluyendo la exclusión de embarcaciones pesqueras externas) y la aplicación de restricciones a la sobreexplotación.
- Se necesita una cuantificación adecuada de las emisiones de gases de efecto invernadero de las represas amazónicas.

20.15 Referencias

- Abril G, Guérin F, Richard S, *et al.* 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochem Cycles* **19**: GB4007.
- Agostinho AA, Agostinho CS, Pelicice FM, y Marques EE. 2012. Fish ladders: Safe fish passage or hotspot for predation? *Neotrop Ichthyol* **10**: 687–96.
- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NCL, *et al.* 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fish Res* **173**: 26–36.
- Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S, y K. Okada E. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. In: *Reviews Fish Biol Fisheries* **14**: 11–9.
- Agostinho AA, Marques EE, Agostinho CS, *et al.* 2007. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotrop Ichthyol* **5**: 121–30.
- Agostinho AA, Pelicice FM, y Gomes LC. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* **68**: 1119–32.
- Albuquerque AF, Ribeiro JS, Kummrow F, Nogueira AJA, Montagner CC, y Umbuzeiro GA. 2016. Pesticides in Brazilian freshwaters: A critical review. *Environ Sci: Processes & Impacts*, **18**: 779–87.
- Alho CJR. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: A review. *Oecologia Aust* **15**: 593–604.
- Almeida-Silva J, Campos DF, y Almeida-Val VMF. 2020. Metabolic adjustment of *Pyrrhulina* aff. *Brevis* exposed to different climate change scenarios. *J Therm Biol* **92**: 102657.
- Almeida R, Hamilton S, Rosi E, *et al.* 2020. Hydropeaking operations of two run-of-river mega-dams alter downstream hydrology of the largest Amazon tributary. *Front Environ Sci* **8**: 120.
- Almeida-Val VMF, Chippari-Gomes AR, y Lopes NP. 2006. Metabolic and physiological adjustments to low oxygen and high temperature in fish of the Amazon. In: *The Physiology of Tropical Fishes*. London, Reino Unido: Elsevier, pp. 443–500.
- Albuquerque AF, Ribeiro JS, Kummrow F, *et al.* 2016. Pesticides in Brazilian freshwaters: A critical review. *Environ Sci: Processes & Impacts* **18**: 779–87.
- Almeida RM, Shi Q, Gomes-Selman JM, *et al.* 2019. Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. *Nat Commun* **10**: 4281.
- Alonso JC, y Pirker LEM. 2005. Dinâmica populacional e estado atual de exploração de Piramutaba e de Dourada. *O manejo da pesca dos Grandes bagres migradores Piramutaba e Dourada no eixo Solimoes--Amazonas*. Manaus, AM, Brasil: IBAMA, ProVárzea, pp. 21–28. <https://bitly.co/4jSQ>
- Anderson EP, Jenkins CN, Heilpern S, *et al.* 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Sci Adv* **4**: eaao1642.
- Anderson EP, y Maldonado-Ocampo JA. 2011. A regional perspective on the diversity and conservation of tropical Andean fishes. *Conserv Biol* **25**: 30–39.

- Anderson EP, Osborne T, Maldonado-Ocampo JA, *et al.* 2019. Energy development reveals blind spots for ecosystem conservation in the Amazon Basin. *Front Ecol Environ* **17**(9): 521–529.
- Andrade MC, Winemiller KO, Barbosa PS, *et al.* 2019. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environ Pollution* **244**: 766–77.
- Andrews C. 1990. The ornamental fish trade and fish conservation. *J Fish Biol* **37**: 53–9.
- Anjos HDB, Amorim RMS, Siqueira JA, y Anjos CR. 2018. Ornamental fish export of the State of Amazonas, Amazon Basin, Brazil. *Bol do Inst Pesca* **35**: 259–74.
- Anjos NA, Schulze T, Brack W, *et al.* 2011. Identification and evaluation of cyp1a transcript expression in fish as molecular biomarker for petroleum contamination in tropical fresh water ecosystems. *Aquat Toxicol* **103**: 46–52.
- Arantes CC, Fitzgerald DB, Hoesinghaus DJ, y Winemiller KO. 2019a. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Curr Opin Environ Sustain* **37**: 28–40.
- Arantes CC, Winemiller KO, Asher A, *et al.* 2019b. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Sci Rep* **9**: 16684.
- Arantes CC, Winemiller KO, Petrere M, y Freitas CEC. 2019c. Spatial variation in aquatic food webs in the Amazon River floodplain. *Freshw Sci* **38**: 213–28.
- Arantes CC, Winemiller KO, Petrere M, *et al.* 2018. Relationships between forest cover and fish diversity in the amazon river floodplain. *Jour Applied Ecol* **55**: 386–395.
- Araújo ES, Marques EE, Freitas IS, *et al.* 2013. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecol Freshw Fish* **22**: 543–52.
- Araújo CC, y Wang JY. 2015. The dammed river dolphins of Brazil: Impacts and conservation. *Oryx* **49**:17–24.
- Araújo-Lima C, and Goulding M. 1998. So Fruitful a Fish: Ecology, Conservation and Aquaculture of the Amazon's Tambaqui. New York, NY, EE.UU: Columbia University Press. 191 pp.
- Arima EY, Richards P, Walker R, y Caldas MM. 2011. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environ Res Lett* **6**: 024010.
- Arsenault C. 2021. Canadian firm's proposed gold mine in Amazon rainforest a step closer to reality, CEO says. *CBC News*, 28 March 2021. <https://bityl.co/6Kz4>
- Artaxo P, de Campos RC, Fernandes T., *et al.* 2000. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmos Environ* **34**: 4085–96.
- Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, *et al.* 2017. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *For Ecol Manage* **396**: 113–23.
- Athayde S, Mathews M, Bohlman S, *et al.* 2019. Mapping research on hydropower and sustainability in the Brazilian Amazon: advances, gaps in knowledge and future directions. *Curr Opin Environ Sustain* **37**: 50–69.
- Augier H, Benkoël L, Chamlian A, Park WK, y Ronneau C. 1993. Mercury, zinc and selenium bioaccumulation in tissues and organs of Mediterranean striped dolphins *Stenella coeruleoalba* meyen. Toxicological result of their interaction. *Cell Mol Biol (Noisy-le-grand)* **39**(6):621–34.
- Bahia-Oliveira M, Corvelo CC, Mergler D, *et al.* 2004. Environmental biomonitoring using cytogenetic endpoints in a population exposed to mercury in Brazilian Amazon. *Environ Molecular Mutagenesis* **44**: 346–9.
- Bailly D, Agostinho AA, y Suzuki HI. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Res Appl* **24**: 1218–29.
- Barbosa AC, y Dorea JG. 1998. Indices of mercury contamination during breast feeding in the Amazon Basin. *Environ Toxicol Pharmacol* **6**: 71–9.
- Barbosa C. 2018. Lama vermelha da Hydro também contaminou mananciais em Abaetetuba, diz IEC. *Amazônia Real*, 29 Marzo 2018. <https://amz.run/4TEen>
- Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, *et al.* 2010. *Jour Fish Biol* **76**: 2118–76.
- Barros N, Cole JJ, Tranvik LJ, *et al.* 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nat Geosci* **4**: 593–6.
- Barthem R, y Goulding M. 2007. Un ecosistema inesperado: la Amazonía revelada por la pesca Belém, PA, Brazil: Museu Paraense Emilio Goeldi, & Lima, Peru: Amazon Conservation Association (ACA).
- Batista VS, Inhamuns AJ, Freitas CEC, y Freire-Brasil D. 1998. Characterization of the fishery in river communities in the low-Solimões/high-Amazon region. *Fish Manag Ecol* **5**: 419–35.
- Bayley PB. 1995. Understanding large river: floodplain ecosystems. *Bioscience* **45**: 153–8.
- Bayley PB. 1998. Aquatic biodiversity and fisheries management in the Amazon. Washington, DC, EE.UU: World Bank.
- Bayley PB, Castello L, Batista VS, y Fabré NN. 2018. Response of *Prochilodus nigricans* to flood pulse variation in the central Amazon. *R Soc open Sci* **5**: 172232.
- Bertassoli Jr DJ, Sawakuchi HO, Araújo KR de, *et al.* 2021. How green can Amazon hydropower be? Net carbon emission from the largest hydropower plant in Amazonia. *Sci Adv* **7**: eabe1470.
- Besseling E, Hasselerharm PR, Foekema EM, y Koelmans AA. 2019. Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic. *Critical Reviews in Environ Sci and Technol* **49**: 32–80.
- Bodmer R, Meléndez PP, Henderson P, *et al.* 2018. Modelamiento de las consecuencias previsibles del dragado de los principales ríos amazónicos sobre la fauna silvestre y la gente de los bosques inundados de Loreto, Perú. *Folia Amaz* **27**: 247–58.
- Bonilla-Castillo CA, Córdoba EA, Gómez G, y Duponchelle F. 2018. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* (Characiformes: Prochilodontidae) in the Putumayo River. *Neotrop Ichthyol* **16**: e170139.
- [Borges T, y Branford S.](#) 2020. Mina de bauxita deixa legado de pobreza e poluição em quilombo do Pará. *Mongabay*, 8 Junio

2020. <https://bitly.co/6MG6>
- Bossart, G.D. 2011. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Veterinary Pathol* **48**: 676-90.
- Branford S, y Torres M. 2019. Brazil to open indigenous reserves to mining without indigenous consent. *Mongabay*, 14 Marzo 2019. <https://bit.ly/3jzBEwb>
- Brasil. 2004. Comunicação Nacional Inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Brasília, DF, Brasil: Coordenadoria Geral Mudanças Globais Clima, Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), 276 pp. <https://bit.ly/3M4gkes>
- Braz-Mota S, Fé LML, de Lunardo FAC, *et al.* 2017. Exposure to waterborne copper and high temperature induces the formation of reactive oxygen species and causes mortality in the Amazon fish *Hoplosternum littorale*. *Hydrobiologia* **789**: 157-66.
- Braz-Mota S, Sadauskas-Henrique H., Duarte RM, *et al.* 2015. Roundup-R exposure promotes gills and liver impairments, DNA damage and inhibition of brain cholinergic activity in the Amazon teleost fish *Colossoma macropomum*. *Chemosphere* **135**: 53-60.
- Brito JG, Roque FO, Martins RT, *et al.* 2020. Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. *Biol Conserv* **241**: 108263.
- Brum SM, Silva VMF da, Rossoni F, y Castello L. 2015. Use of dolphins and caimans as bait for *Calophysus macropterus* (Lichtenstein, 1819)(Siluriforme: Pimelodidae) in the Amazon. *J Appl Ichthyol* **31**: 675-80.
- Campos CP, Costa Sousa RG, Catarino MF, *et al.* 2015. Population dynamics and stock assessment of *Colossoma macropomum* caught in the Manacapuru Lake system (Amazon Basin, Brazil). *Fish Manag Ecol* **22**: 400-6.
- Campos DF, Braz-Mota S, Val AL, y Almeida-Val VMF. 2019. Predicting thermal sensitivity of three Amazon fishes exposed to climate change scenarios. *Ecol Indic* **101**: 533-40.
- Campos DF, Jesus TF, Kochhann D, *et al.* 2017. Metabolic rate and thermal tolerance in two congeneric Amazon fishes: *Paracheirodon axelrodi* Schultz, 1956 and *Paracheirodon simulans* Géry, 1963 (Characidae). *Hydrobiologia* **789**: 133-42.
- Campos DF, Val AL, y Almeida-Val VMF. 2018. The influence of lifestyle and swimming behavior on metabolic rate and thermal tolerance of twelve Amazon forest stream fish species. *Jour Thermal Biol* **72**: 148-54.
- Cardellicchio N, Decataldo A, Di Leo A, y Giandomenico S. 2002. Trace elements in organs and tissues of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea (Southern Italy). *Chemosphere* **49**: 85-90.
- Castello L, Arantes CC, Mcgrath DG, *et al.* 2015. Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **25**: 587-98.
- Castello L, Hess LL, Thapa R, *et al.* 2018. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish Fish* **19**: 431-40.
- Castello L, Isaac VJ, y Thapa R. 2015a. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the lower Amazon. *Roy Soc Open Sci* **2**(11): 150299.
- Castello L, y Macedo MN. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Change Biol* **22**: 990-1007.
- Castello L, McGrath DG, y Beck PSA. 2011. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fish Res* **110**: 356-64.
- Castello L, McGrath DG, Arantes CC, y Almeida OT. 2013a. Accounting for heterogeneity in small-scale fisheries management: The Amazon case. *Mar Policy* **38**: 557-65.
- Castello L, McGrath DG, Hess LL, *et al.* 2013b. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv Lett* **6**: 217-29.
- Castello L y Stewart DJ. 2010. Assessing CITES nondetriment findings procedures for *Arapaima* in Brazil. *J Appl Ichthyol* **26**: 49-56.
- Castro DMP, Hugles RM, y Callisto M. 2013. Influence of peak flow changes on the macroinvertebrate drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam. *Brazilian Journal Biology*, **73**: 775-782.
- Catarino MF, Campos CP, Garcez R, y Freitas CE de C. 2014. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* caught in Manacapuru Lake (Amazon basin, Brazil). *Bol do Inst Pesca* **40**: 589-95.
- Centro de Investigación y Tecnología del Agua CITA. 2019. Mejores prácticas para el estudio de los ríos amazónicos frente al desarrollo de infraestructura. Caso EIA-d Hidrovía Amazónica. Boletín CITA No. 2. Lima, Perú: CITA-UTEC. 20 pp. <https://ggle.io/3g0l>
- Chan FT, Beatty SJ, Gilles Jr AS, *et al.* 2019. Leaving the fish bowl: the ornamental trade as a global vector for freshwater fish invasions. *Aquat Ecosyst Health Manag* **22**: 417-39.
- Chao NL and Prada-Pedreiros S. 1995. Diversity and habitat of ornamental fishes in the Rio Negro, Brazil: exploitation and conservation issues. In: Proceedings of World Fisheries Congress, (Theme 3). Lebanon, VA, USA: Science Publishers, pp. 241-60.
- Chao NL y Prang G. 1997. Project Piaba -- towards a sustainable ornamental fishery in the Amazon. *Aquarium Sci Conserv* **1**:105-11.
- Charvet P, Occhi TVT, Faria, L, *et al.* 2021. Tilapia farming threatens Brazilian waters. *Science* **371**: 356.
- Chen G, Powers RP, de Carvalho LMT, y Mora B. 2015. Spatio-temporal patterns of tropical deforestation and forest degradation in response to the operation of the Tucuruí hydroelectric dam in the Amazon basin. *Applied Geog* **63**: 1-8.
- Cheung WWL, Sarmiento JL, Dunne J *et al.* 2013. Shrinking of fishes exacerbates impacts of global ocean changes on marine ecosystems. *Nat Climate Change* **3**: 254-58.
- Cintra IHA. 2009. A pesca no reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, Estado do Pará, Brasil. Tese de doctorado en ingeniería de pesca Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, Brasil. 190 pp. <https://bit.ly/3M7bHR3>
- Coe MT, Costa MH, y Soares-Filho BS. 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – land surface processes and atmospheric feedbacks. *Jour Hydrol* **369**: 165-74.
- Constantine JA, Dunne T, Ahmed J, *et al.* 2014. Sediment supply as a driver of river meandering and floodplain evolution in the Amazon Basin. *Nat Geosci* **7**: 899-903.
- Córdoba EA, León ÁVJ, Bonilla-Castillo CA, *et al.* 2013. Breeding, growth and exploitation of *Brachyplatystoma rousseauxii*

- Castelnaud, 1855 in the Caqueta River, Colombia. *Neotrop Ichthyol* **11**: 637–47.
- Correa SB, Costa-Pereira R, Fleming T, *et al.* 2015a. Neotropical fish-fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biol Rev* **90**: 1263–78.
- Correa SB, Costa-Pereira R, Fleming T, Goulding M, y Anderson JT. 2015b. Neotropical fish-fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biol Reviews Cambridge Philosophical Soc* **90**(4): 1263–78.
- Costa F, Damazio J, Raupp I, *et al.* 2011. Hydropower inventory studies of river basins in Brazil. *Int J Hydropower Dams* **2**: 31–36.
- Costa JC, y Val AL. 2020. Extreme climate scenario and parasitism affect the Amazon fish *Colossoma macropomum*. *Sci Total Environ* **726**: 138628.
- Couceiro SEM, Forsberg BR, Hamada N, and Ferreira RLM. 2006. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu stream, Manaus, AM, Brazil. *Braz Jour Biol* **66**(1a): 35–44.
- Couceiro SRM, Hamada N, Ferreira RLM, *et al.* 2007a. Domestic sewage and oil spills in streams: effects on edaphic invertebrates in flooded forest, Manaus, Amazonas, Brazil. *Water Air Soil Pollut* **180**: 249–59.
- Couceiro SRM, Hamada N, Forsberg BR, y Padovesi-Fonseca C. 2011. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecol* **36**: 628–37.
- Couceiro SRM, Hamada N, Luz SLB, *et al.* 2007b. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* **575**: 271–84.
- Couceiro SRM, Hamada N, Forsberg BR, *et al.* 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol Indicators* **18**: 118–125.
- Couto TBA, y Olden JD. 2018. Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Front Ecol Environ* **16**: 91–100.
- Crampton WGR. 1999. The impact of the ornamental fish trade on the discus *Symphysodon aequifasciatus*: A case study from the floodplain forests of Estação Ecológica Mamirauá. *Adv Econ Bot* **13**: 29–44.
- Crampton WGR, Castello L, y Viana JP. 2004. 6. Fisheries in the Amazon Várzea: Historical Trends, Current Status, and Factors Affecting Sustainability. In: *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. New York, EE.UU: Columbia University Press. pp. 76–95.
- Daga VS, Azevedo-Santos VM, Pelicice FM, *et al.* 2020. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. *Ambio* **49**: 165–72.
- Dala'corte RBM, Siqueira AS, Bini T, *et al.* 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Jour Applied Ecol* **57**: 1391–1402.
- Dayrell JS, Magnusson WE, Bobrowiec PED, y Lima AP. 2021. Impacts of an Amazonian hydroelectric dam on frog assemblages. *PLoS One* **16**: e0244580.
- Deegan L. Neill C, Hauptert CL, *et al.* 2011. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. *Biogeochem* **105**: 53–74.
- Deines AM, Marion E, Wittmann JMD *et al.* 2016. Tradeoffs among ecosystem services associated with global tilapia introductions. *Reviews Fisheries Sci & Aquacult* **24**: 178–91.
- Delmas R, Galy-Lacaux C, y Richard S. 2001. Emissions of greenhouse gases from the tropical hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) compared with emissions from thermal alternatives. *Global Biogeochem Cycles* **15**: 993–1003.
- de Melo MG; da Silva BA, Costa GS, *et al.* 2019. Sewage contamination of Amazon streams crossing Manaus (Brazil) by sterols biomarkers. *Environ Pollution* **244**: 818–26.
- de Melo MG, de Castro LG, Reis LA, *et al.* 2020. Metals, n-Alkanes, Hopanes, and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon in Sediments from Three Amazon Streams Crossing Manaus (Brazil). *Chemistry* **2**: 274–92.
- de Moura JF, Emin-Lima R, Hacon SS *et al.* 2012. Mercury Status of the Amazon Continental Shelf: Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Benédén 1864) as a Bioindicator. *Bull Contamin Toxicol* **89**: 412–8.
- de Paula FR, Leal CG, Leitão RP, *et al.* 2021. The role of secondary riparian forests for conserving fish assemblages in eastern Amazon streams. *Hydrobiologia*, <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04507-4>
- Dias Fonseca FR, Malm O, y Waldemarin HF. 2005. Mercury levels in tissues of giant otters (*Pteronura brasiliensis*) from the Rio Negro, Pantanal, Brazil. *Environ Res* **98**: 368–71.
- Doria CRC, dos Santos Catâneo DTB, Torrente-Vilara G, *et al.* 2020. Is there a future for artisanal fishing in the Amazon? The case of Arapaima gigas. *Management of Biological Invasions* **11**(1): 1–8.
- Doria CRC, Agudelo E, Akama, A *et al.* 2021. The silent threat of non-native fish in the Amazon biome. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **9**: 646702.
- dos Santos LSN, Müller RCS, Sarkis JES, *et al.* 2000. Evaluation of total mercury concentrations in fish consumed in the municipality of Itaituba, Tapajós River basin, Pará, Brazil. *Science of the Total Environment* **26**(1–3): 1–8.
- dos Santos PRO, Costa MJ, dos Santos ACA, ECM Silva-Zacarin, y Nunes, B. 2020. Neurotoxic and respiratory effects of human use drugs on a Neotropical fish species, *Phalloceros harpagos*. *Compar Biochem Physiol Part C: Toxicol & Pharmacol* **230**: 108683.
- dos Santos Júnior UM, Gonçalves JFC, and Fearnside PM. 2013. Measuring the impact of flooding on Amazon trees: photosynthetic response models for ten species flooded by hydroelectric dams. *Trees-Struct Funct* **27**: 193–210.
- dos Santos Junior UM, Gonçalves, JFC, Strasser RJ and Fearnside PM. 2015. Flooding of tropical forests in central Amazonia: What do the effects on the photosynthetic apparatus of trees tell us about species suitability for reforestation in extreme environments created by hydroelectric dams? *Acta Physiologiae Plantarum* **37**: 166.
- Duarte RM, Menezes ACL, Rodrigues L *et al.* 2009. Copper sensitivity of wild ornamental fish of the Amazon. *Ecotoxicol Environ Safety* **72**: 693–8.
- Dumestre JF, Guézennec J, Galy-Lacaux C, *et al.* 1999.

- Influence of light intensity on methanotrophic bacterial activity in Petit Saut Reservoir, French Guiana. *Appl Environ Microbiol* **65**: 534–9.
- Dunne T, Mertes LAK, Meade RH, *et al.* 1998. Exchanges of sediment between the flood plain and channel of the Amazon River in Brazil. *Geol Soc Am Bull* **110**: 450–67.
- Duponchelle F, Isaac VJ, Doria CRDC, *et al.* 2021. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **31**: 1087–105.
- Emerman SH. 2020. Evaluation of the tailings dam, cyanide use and water consumption at the proposed Volta Grande gold project, Pará, northern Brazil. Spanish Fork, Utah, EE.UU: Malach Consulting., 40 pp. <https://bitly.co/5g8Q>
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, *et al.* 2011. Trophic downgrading of planet Earth. *Science* **333**: 301–6.
- Estivals G, Duponchelle F, Römer U, *et al.* 2020. The Amazonian dwarf cichlid *Apistogramma agassizii* (Steindachner, 1875) is a geographic mosaic of potentially tens of species: conservation implications. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **30**: 1521–39.
- Fabré NN, Castello L, Isaac VJ, y Batista VS. 2017. Fishing and drought effects on fish assemblages of the central Amazon Basin. *Fish Res* **188**: 157–65.
- Fabregat-Safont D, Ibáñez M, Bijlsma L, *et al.* 2021. Wide-scope screening of pharmaceuticals, illicit drugs and their metabolites in the Amazon River. *Water Research* **200**: 117251.
- Farinosi F, Arias ME, Lee E, *et al.* 2019. Future climate and land use change impacts on river flows in the Tapajós Basin in the Brazilian Amazon. *Earth's Future* **7**: 993–1017.
- Fearnside PM. 1989. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environ Manage* **13**: 401–23.
- Fearnside PM. 1995. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environ Conserv* **22**: 7–19.
- Fearnside PM. 1999. Social Impacts of Brazil's Tucuruí Dam. *Environ Manage* **24**: 483–95.
- Fearnside PM. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ Manage* **27**: 377–96.
- Fearnside PM. 2002a. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water Air Soil Pollut* **133**: 69–96.
- Fearnside PM. 2002b. Avança Brasil: Environmental and social consequences of Brazil's planned infrastructure in Amazonia. *Environ Manage* **30**: 735–47.
- Fearnside PM. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environ Manage* **35**: 1–19.
- Fearnside PM. 2009. As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa. *Novos Cadernos NAEA* **12**(2): 5–56. English translation available at: <https://bit.ly/3PII1C5>
- Fearnside PM. 2013a. Credit for climate mitigation by Amazonian dams: Loopholes and impacts illustrated by Brazil's Jirau Hydroelectric Project. *Carbon Manag* **4**: 681–96.
- Fearnside PM. 2013b. Carbon credit for hydroelectric dams as a source of greenhouse-gas emissions: The example of Brazil's Teles Pires Dam. *Mitig Adapt Strateg Glob Chang* **18**: 691–9.
- Fearnside PM. 2013c. Decision Making on Amazon Dams: Politics Trumps Uncertainty in the Madeira River Sediments Controversy. *Water Altern* **6**: 313–25.
- Fearnside PM. 2014a. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ Sci Policy* **38**: 164172.
- Fearnside, P.M. 2014b. Brazil's Madeira River dams: A setback for environmental policy in Amazon development. *Water Altern* **7**: 156–169.
- Fearnside PM. 2015a. Tropical hydropower in the clean development mechanism: Brazil's Santo Antônio Dam as an example of the need for change. *Clim Change* **131**: 575–89.
- Fearnside PM. 2015b. Emissions from tropical hydropower and the IPCC. *Environ Sci Policy* **50**: 225–39.
- Fearnside PM. 2015c. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio* **44**: 426–39.
- Fearnside PM. 2016. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams in tropical forests. In: *Alternative Energy and Shale Gas Encyclopedia*. New York, USA: Wiley. pp. 428–38.
- Fearnside PM. 2017a. Planned disinformatio: The example of the Belo Monte Dam as a source of greenhouse gases. In: *Brazil in the Anthropocene: Conflicts between Predatory Development and Environmental Policies*. New York, EE.UU.: Routledge, pp. 125–142.
- Fearnside PM. 2017. Dams with big reservoirs: Brazil's hydroelectric plans threaten its Paris climate commitments. *The Globalist*, 29 January 2017. <https://bit.ly/3jyVc3S>
- Fearnside, P.M. 2019. Exploração mineral na Amazônia brasileira: O custo ambiental. In: *Dossiê Desastres e Crimes da Mineração em Barcarena, Mariana e Brumadinho*. Belém, Pará, Brasil: Editora do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA), Universidade Federal do Pará (UFPA). pp. 35–42.
- Fearnside PM. 2020a. Brazil's Bem Querer dam: An impending Amazon disaster (commentary). *Mongabay*, 16 Noviembre 2020. <https://bit.ly/3O3HDHP>
- Fearnside PM. 2020b. Oil and gas project threatens Brazil's last great block of Amazon forest (commentary). 9 March 2020. <https://bit.ly/3ELLZxt>
- Fearnside PM. 2020c. The danger of Brazil's Amazon plans for oil and gas: Response to EPE (commentary). *Mongabay*, 8 April 2020. <https://bit.ly/37aSC1C>
- Fearnside PM, Ferrante L, Yanai AM, *et al.* 2020. Trans-Purus: Brazil's last intact Amazon forest at immediate risk (commentary) *Mongabay*, 24 Noviembre 2020. <https://bit.ly/3IrTJH5>
- Fearnside PM, y Pueyo S. 2012. Greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nat Clim Chang* **2**: 382–4.
- Fé-Gonçalves LM, Paula-Silva MN, Val A., y Almeida-Val VMF, 2018. Differential survivorship of congeneric ornamental fishes under forecasted climate changes are related to anaerobic potential. *Genetics Molecular Biol* **41**:107–18.
- Ferrante L, y Fearnside PM. 2019. Brazil's new president and "ruralists" threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environ Conserv* **46**: 261–3.
- Ferrante L, y Fearnside PM. 2020. Evidence of mutagenic and

- lethal effects of herbicides on Amazon frogs. *Acta Amazonica* **50**: 363-6.
- Ferrante, L, y Fearnside PM. 2021. Brazilian government violates Indigenous rights: What could induce a change? *Die Erde* **152**: 200-11.
- Ficke AD, Myrick CA, y Hansen LJ. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biol and Fisheries* **17**: 581-613.
- Filizola N y Guyot JL. 2009. Suspended sediment yields in the Amazon basin: an assessment using the Brazilian national data set. *Hydrol Process An Int J* **23**: 3207-15.
- Filizola N y Guyot JL. 2011. Fluxo de sedimentos em suspensão nos rios da Amazônia. *Rev Bras Geociências* **41**: 566-76.
- Finer M y Jenkins CN. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS One* **7**: e35126.
- Flecker AS. 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology* **77**: 1845-54.
- Forero-Medina G, Ferrara CR, Vogt RC, et al. 2021. On the future of the giant South American river turtle *Podocnemis expansa*. *Oryx* **55**: 73-80.
- Forsberg BR, Melack JM, Dunne T, et al. 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS One* **12**: e0182254.
- Fragoso-Moura EM, Oporto LT, Maia-Barbosa PM, y Barbosa FAR. 2016. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: The effect of introducing nonnative fish species. *Braz Jour Biol* **76**: 18-27.
- Frankham R, Ballou SEJD, Briscoe DA et al. 2010. *Introduction to Conservation Genetics, 2nd ed.* Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Fraser B. 2014. Amazon oil spill has killed tons of fish, sickened native people. *Environ Health News* <https://bit.ly/3uGI2s5>
- Freeman MC, Pringle CM, Greathouse EA, y Freeman BJ. 2003. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. In: Biodiversity and Conservation of Shads Worldwide, American Fisheries Society Symposium **5**: 255-66. <https://bit.ly/307gd3H>
- Freitas CE de, F. Rivas AA, Pereira C, et al. 2012. The potential impacts of global climatic changes and dams on Amazonian fish and their fisheries. In: New Advances and Contributions to Fish Biology. London, Reino Unido: Intech. pp. 175-195.
- Freitas CEC, Siqueira-Souza FK, Humston R, et al. 2013. An initial assessment of drought sensitivity in Amazon fish communities. *Hydrobiologia* **705**: 159-71.
- Garcia A, Tello S, Vargas G, y Duponchelle F. 2009. Patterns of commercial fish landings in the Loreto region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006. *Fish Physiol Biochem* **35**(1): 53.
- García-Vásquez A, Vargas G, Sánchez H, et al. 2015. Periodic life history strategy of *Psectrogaster rutiloides*, Kner 1858, in the Iquitos region, Peruvian Amazon. *J Appl Ichthyol* **31**: 31-9.
- García-Villacorta R. 2019. Impacts of the Hidrovía Amazónica on the fisheries resources of Loreto, Peruvian Amazon. Lima, Perú: Wildlife Conservation Society (WCS). 19 pp. <https://bit.ly/3OcfxKe>
- Gerolin C, Pupim F, Sawakuchi A, Grohmann C, Labuto G, y Semensatto Junior D. 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Sci Total Environ* **749**: 141604.
- Gerstner CL, Ortega H, Sanchez H, y Graham DL. 2006. Effects of the freshwater aquarium trade on wild fish populations in differentially-fished areas of the Peruvian Amazon. *J Fish Biol* **68**: 862-75.
- Gippet JMW y Bertelsmeier C. 2021. Invasiveness is linked to greater commercial success in the global pet trade. *Proc Natl Acad Sci* **118**(14): e2016337118.
- Gonçalves AP. 2011. Ecologia e etnoecologia de *Hypancistrus zebra* (Siluriformes: Loricariidae) no rio Xingu, Amazônia brasileira. Disertación de maestrado en ecología acuática y pesca, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará, Brasil. 133 pp. <https://bit.ly/co/4XLC>
- Gonçalves L, Paula-Silva MN, Val AL, et al. 2018. Differential survivorship of congeneric ornamental fishes under forecasted climate changes are related to anaerobic potential. *Genetics Molecul Biol* **41**: 107-18.
- Gonzales J. 2019. Amazon's giant South American river turtle holding its own, but risks abound. *Mongabay*, 6 Diciembre 2019. <https://bit.ly/co/55Vq>
- Goulding M, Venticinque, E, Ribeiro MLB, Barthem RB, Leite RG et al. 2019. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish Fish* **20**: 138-58.
- Gravena W, Farias IP, Silva MNF da, et al. 2014. Looking to the past and the future: were the Madeira River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae)? *Conserv Genet* **15**: 619-29.
- Guerrero JVR, Escobar-Silva E V, Chaves MED, et al. 2020. Assessing Land Use and Land Cover Changes in the Direct Influence Zone of the Braço Norte Hydropower Complex, Brazilian Amazonia. *Forests* **11**: 988.
- Guimarães JRD. 2020. Mercury in the Amazon: Problem or opportunity? A commentary on 30 years of research on the subject. *Elementa Science of the Anthropocene* **8**(1): 032.
- Guimarães JRD, Meili M, Hylander LD, et al. 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: High in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Sci Total Environ* **261**: 99-107.
- Gutiérrez FDPE, Lasso CA, Baptiste MPE et al. 2012. *Catálogo de la Biodiversidad Acuática Exótica y Trasplantada en Colombia: Moluscos, Crustáceos, Peces, Anfibios, Reptiles y Aves* (No. Doc. 26072) CO-BAC Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Hacon S, Barrocas PRG, de Vasconcellos ACS, et al. 2008. An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil. *Cadern Saúde Pública* **24**: 1479-92.
- Hauser M, Doria CRC, Santos RV., et al. 2019. Shedding light on the migratory patterns of the Amazonian goliath catfish, *Brachyplatystoma platynemum*, using otolith 87Sr/86Sr analyses. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **29**: 397-408.
- Herrera-R GA, Oberdorff T, Anderson EP et al. 2020. The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. *Glob Change Biol*,

- 26: 5509-23.
- Higgins T. 2020. Brazil could dynamite Amazon dolphin, turtle habitat for industrial waterway. *Mongabay*, 2 Julio 2020. <https://bit.ly/3jyW4Wc>
- Hrbek T, Meliciano N V, Zuanon J, y Farias IP. 2018. Remarkable Geographic Structuring of Rheophilic Fishes of the Lower Araguaia River. *Front Genet* **9**: 295.
- Hurd LE, Sousa RGC, Siqueira-Souza FK, et al. 2016. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biol Conserv* **195**: 118–27.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2012. Normativa interministerial n_01/2012. Ministério da Pesca e Aquicultura. <https://bit.ly/3jTNwCR>
- IDSM (Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá). 2021. Programa de manejo de pesca. Tefé, Amazonas, Brasil: IDSM. <https://bit.ly/3EchL82>
- Ilha P, Schiesari L, Yanagawa FI, et al. 2018. Deforestation and stream warming affect body size of Amazon fishes. *PLoS ONE*, **13**(5): e0196560.
- Iniiguez-Armijos C, Leiva A, Frede HG, et al. 2014. Deforestation and benthic indicators: How much vegetation cover is needed to sustain healthy Andean streams? *PLoS ONE* **9**(8): e105869.
- Isaac VJ y Ruffino ML. 1996. Population dynamics of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Lower Amazon, Brazil. *Fish Manag Ecol* **3**: 315–33.
- Isaac VJ, Ruffino ML, y McGrath D. 1998. In search of a new approach to fisheries management in the middle Amazon region. *Alaska Sea Grant Coll Progr*: 1–98.
- Jézéquel C, Tedesco PA, Bigorne R, et al. 2020. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Sci data* **7**: 1–9.
- Jochnick C, Norman R, y Zaidi S. 1994. Rights violations in the Ecuadorian Amazon: The human consequences of oil development. *Health and Human Rights*, **1**: 82-100.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE, et al. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* **106**: 110–27.
- Kasper D, Forsberg BR, Kehrig HA, et al. 2018. Mercury in black-waters of the Amazon. In: *Igapó (black water flooded forests) of the Amazon Basin*. Amsterdam, Países Bajos: Springer. pp. 39-56.
- Kemenes A, Forsberg BR, y Melack JM. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophys Res Lett* **34**: L12809.
- Kemenes A, Forsberg BR, y Melack JM. 2011. CO₂ emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *J Geophys Res Biogeosciences* **116**: G03004.
- Kemenes A, Forsberg BR, y Melack JM. 2016. Downstream emissions of CH₄ and CO₂ from hydroelectric reservoirs (Tucuruí, Samuel, and Curuá-Una) in the Amazon basin. *Intl Waters* **6**: 295–302.
- Kennedy TA, Muehlbauer JD, Yackulic CB, et al. 2016. Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs. *Bioscience* **66**: 561–75.
- Killeen TJ. 2007. A Perfect Storm in the Amazon Wilderness: Development and Conservation in the Context of the Initiative for the Integration of the Regional Infrastructure of South America (IIRSA). Arlington, VA, EE.UU: Conservation International. 98 pp.
- Kimerling J. 2006. Indigenous people and the oil frontier in Amazonia: The case of Ecuador, Chevron Texaco and Aguininda vs Texaco. *International Law and Politics* **38**: 413–664.
- King TA. 2019. Wild caught ornamental fish: a perspective from the UK ornamental aquatic industry on the sustainability of aquatic organisms and livelihoods. *J Fish Biol* **94**: 925–36.
- Kirkland M, Eisenberg C, Biccerra A, Bodmer RE, Mayor P, y Axmacher JC. 2020. Sustainable wildlife extraction and the impacts of socio-economic change among the Kukama-Kukamilla people of the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. *Oryx* **54**: 260–9.
- Krusche AV, Ballester MVR, Victoria RL, et al. 2005. As mudanças no uso da terra e a biogeoquímica dos corpos d'água na Amazônia. *Acta Amazonica* **35**: 197-205.
- Lacerda LD. 1997. Evolution of mercury contamination in Brazil. *Water Air Soil Pollut* **97**: 247-55.
- Lacerda LD, y Salomons W. 1998. Mercury from gold and silver mining: A chemical time bomb? Heidelberg, Alemania: Springer-Verlag. 168 pp.
- Lailson-Brito Jr. J, Dorneles PR, da Silva VMF, et al. 2008. Dolphins as indicators of micropollutant trophic flow in Amazon basin. *Oecologia Brasiliensis* **12**: 531-41. <https://bit.ly/co/6MPZ>
- Lake PS. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biol* **48**: 1161-72.
- Lapointe D, Cooperman MS, Chapman LJ, et al. 2018. Predicted impacts of climate warming on aerobic performance and upper thermal tolerance of six tropical freshwater fishes spanning three continents. *Conserv Physiol* **6**(1): coy056.
- Latini AO, y Petre Junior M. 2004. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Manage Ecol* **11**: 71-9.
- Latrubesse EM, Arima EY, Dunne T, et al. 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* **546**: 363–9.
- Lebreton LCM, van der Zwet J, Damsteeg J-W, et al. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Commun* **8**: 15611.
- Lees AC, Peres CA, Fearnside PM, et al. 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers Conserv* **25**: 451–66.
- Liew JH, Tan HH, y Yeo DJC. 2016. Dammed rivers: Impoundments facilitate fish invasions. *Freshwater Biol* **61**: 1421-9.
- Lima IBT de. 2002. Emissão de metano por reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis de potência. Tese de doutorado en energía nuclear, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, Brasil. 108 pp
- Lima IBT, Novo EMLM, Ballester MVR, et al. 2000. Macrophyte community in the CH₄ production and emission in the tropical reservoir of Tucuruí, Pará state, Brazil. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie* **27**: 1437-1440.
- Lima MAL, Kaplan DA, y Doria CRC. 2017. Hydrological controls of fisheries production in a major Amazonian

- tributary. *Ecohydrology* **10**: e1899.
- Lima AC y Prang G. 2008. Demandas para o manejo e conservação do aruanã branco, *Osteoglossum bicirrhosum* (Cuvier, 1829), na região do médio rio Solimões. In: *Biologia, Conservação e Manejo dos Aruanãs na Amazônia Brasileira*. Téfé, Amazonas, Brasil: Instituto de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá, pp. 15-26. <https://bit.ly/3viTf12>
- Lima-Junior DP, Magalhães ALB, Pelicice FM *et al.* 2018. Aquaculture expansion in Brazilian freshwaters against the Aichi Biodiversity Targets. *Ambio* **47**: 427–40.
- Lobón-Cerviá J, Hess L, Melack J, *et al.* 2015. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. *Hydrobiologia* **750**: 245-55.
- Lucas-Solis OGM, Moullet J, Guamangallo N, *et al.* 2021. Preliminary assessment of plastic litter and microplastic contamination in freshwater depositional areas: The case study of Puerto Misahualli, Ecuadorian Amazonia. *Bull Environ Contamin Toxicol* **107**: 45–51.
- Lytle DA, y Poff NL. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends Ecol Evol* **19**: 94–100.
- Maia LMS. 2012. BR 319: Impacto da Estrada na Qualidade Ambiental dos Cursos d'Água. Tese de doctorado en engenharia forestal. Lávras, Minas Gerais, Brasil: Universidade Federal de Lávras (UFLA). 119 pp. <https://bit.ly/36rpf>
- Malhi Y, Aragão LEOC, Galbraith D *et al.* 2009. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proc Nat Acad Sci USA* **106**: 20610-5.
- Markert B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journ Trace Elements Medicine Biol, Suppl*, **1**: 77-82.
- Mariac C, Renno J-F, Garcia-Davila C, *et al.* 2022. Species-level ichthyoplankton dynamics for 97 fishes in two major river basins of the Amazon using quantitative metabarcoding. *Molecular Ecol* **31**: 1627-48.
- Marshall B, Forsberg B, Hess L. *et al.* 2011. Water temperature differences in interfluvial palm swamp habitats of *Paracheirodon axelrodi* and *P. simulans* (Osteichthyes: Characidae) in the middle Rio Negro, Brazil. *Ichthyolog Explor Freshwaters* **22**: 377-83. <https://bit.ly/3O9nCzz>
- Marshall BG, Forsberg BR, Thomé-Souza M, *et al.* 2016. Evidence of mercury biomagnification in the food chain of the cardinal tetra *Paracheirodon axelrodi* (Osteichthyes: Characidae) in the Rio Negro, central Amazon, Brazil. *Journ Fish Biol* **89**. <https://doi.org/10.1111/jfb.12952>,
- Martinelli LA, Ferreira JR, Forsberg BR *et al.* 1988. Mercury contamination in the Amazon – a gold rush consequence. *Ambio* **17**: 252-4. <https://bit.ly/3jC81dG>
- Martinelli Filho JE, y Monteiro RCP. 2019. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollut Bull* **145**: 219-23.
- Martins RT, Couceiro SEM, Melo AS *et al.* 2017. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecol Indicators* **73**: 480-91.
- McClain ME, y Naiman RJ. 2008. Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazon River. *Bioscience* **58**: 325–38.
- McIntyre PB, Reidy Liermann C, Childress E, *et al.* 2016. Conservation of migratory fishes in freshwater ecosystems. In: Closs GP, Olden JD (Eds). *Conservation of Freshwater Fishes*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Meade RH. 2007. Transcontinental moving and storage: the Orinoco and Amazon Rivers transfer the Andes to the Atlantic. In: *Large Rivers Geomorphology and Management*. New York, EE.UU: Wiley, pp. 45–64.
- Mendes RDA, Lopes AS, Souza LC, *et al.* 2016. DDT concentration in fish from the Tapajós River in the Amazon region, Brazil. *Chemosphere* **153**: 340-45.
- Miranda-Chumacero G, Wallace R, Calderón H, *et al.* 2012. Distribution of arapaima (*Arapaima gigas*) (Pisces: Arapaimidae) in Bolivia: Implications in the control and management of a non-native population. *BioInvasions Records* **1**: 129–38.
- Mojica JIE, Usma Oviedo JUE, Alvarez León RE, y Lasso CA. 2012. Libro rojo de peces dulceacuicolas de Colombia. Universidad Nacional de Colombia and Ministério del Médio Ambiente, Bogotá, Colombia.
- Molina CI, Gibon FM, Duprey JL *et al.* 2010. Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. *Sci Total Environ* **408**: 3382-91.
- Monteiro Jr CS, Couceiro SEM, Hamada N, *et al.* 2013. Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *Internat Journ Odonatology* **16**: 135-44.
- Monticini P. 2010. *The Ornamental Fish Trade Production and Commerce of Ornamental Fish: technical, managerial and legislative aspects*. GLOBEFISH Research Programme, Vol. 102. Roma, Italia: FAO. 134 pp. <https://bit.ly/37ITbiW>
- Moquet J-S, Maurice L, Crave A, *et al.* 2014. Cl and Na fluxes in an Andean foreland basin of the Peruvian Amazon: An anthropogenic impact evidence. *Aquatic Geochem* **20**: 613-37.
- Moreau M-A, y Coomes OT. 2006. Potential threat of the international aquarium fish trade to silver arawana *Osteoglossum bicirrhosum* in the Peruvian Amazon. *Oryx* **40**: 152–60.
- Moreau M-A, y Coomes OT. 2007. Aquarium fish exploitation in western Amazonia: conservation issues in Peru. *Environ Conserv* **34**: 12–22.
- Mosquera-Guerra F, Trujillo F, Caicedo-Herrera D, y Martínez-Callejas S. 2015. Indicios de biomagnificación de Mercurio total (Hg) en las especies del género *Inia* (Cetartiodactyla: Iniidae) en los ríos Amazonas y Orinoco (Colombia). *Momentos Cienc* **12**: 77–86.
- Myers BJE, Lynch AJ, Bunnell DB *et al.* 2017. Global synthesis of the documented and projected effects of climate change on inland fishes. *Reviews Fish Biol Fisheries* **27**: 339-61.
- Myhre G, Shindell D, Bréon F-M, *et al.* 2013. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press. pp. 661-740.
- Nascimento SP do. 2002. Observações sobre o comportamento de nidificação de três espécies de Podocnemis Wagler (Testudinata, Pelomedusidae) no Baixo Rio Branco, Roraima,

- Brasil. *Rev Bras Zool* **19**: 201–4.
- Neill C, Deegan LA, Thomas SM, *et al.* 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazon streams. *Ecol Applicat* **11**: 1817–28.
- Neill C, Deegan LA, Thomas SM, *et al.* 2006. Deforestation alters the hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland Amazon streams. *Hydrolog Processes* **20**: 2563–2580.
- Nelson J, y Val AL. 2016. From the equator to the poles, a physiology section perspective on climate change. *Fisheries* **41**: 409–11.
- Nilsson C, y Berggren K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *Bioscience* **50**: 783–92.
- Norris D, Michalski F, y Gibbs JP. 2018. Beyond harm's reach? Submersion of river turtle nesting areas and implications for restoration actions after Amazon hydropower development. *PeerJ* **6**: e4228.
- Nunes DMF, Magalhães ALB, Weber AA, *et al.* 2015. Influence of a large dam and importance of an undammed tributary on the reproductive ecology of the threatened fish matrinxã *Brycon orthotaenia* Günther, 1864 (Characiformes: Bryconidae) in southeastern Brazil. *Neotrop Ichthyol* **13**: 317–24.
- Odinetz Collart O. 1987. La pêche crevetteière de *Macrobrachium amazonicum* (Palaemonidae) dans le Bas-Tocantins après fermeture du barrage de Tucuruí (Brésil). *Rev d'hydrobiologie Trop* **20**: 131–44.
- Oliveira AM de, y Val AL. 2017. Effects of climate scenarios on the growth and physiology of the Amazonian fish tambaqui (*Colossoma macropomum*) (Characiformes: Serrasalminidae). *Hydrobiologia* **789**: 167–78.
- Oliveira WL, Medeiros MB, Moser P, y Simon MF. 2021. Megadams and extreme rainfall: Disentangling the drivers of extensive impacts of a large flooding event on Amazon Forests. *PLoS One* **16**: e0245991
- Olivier K. 2001. The ornamental fish market. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <https://bit.ly/38IIJZb>
- Orta Martínez M, Napolitano DA, MacLennan GJ, *et al.* 2007. Impacts of petroleum activities for the Achuar people of the Peruvian Amazon: summary of existing evidence and research gaps. *Environ Res Lett* **2**: 45006.
- Ortega Lara A, Cruz-Quintana Y, y Puentes Granada V. 2015. Dinámica de la Actividad Pesquera de los Peces Ornamentales Continentales de Colombia. In: *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Dordrecht: Paises Bajos: Springer. pp. 247–278. <https://bit.ly/3JDMJak>
- Otomo JI, de Jesus TA, Coelho LHG, *et al.* 2021. Effect of eight common Brazilian drugs on *Lemna minor* and *Salvinia auriculata* growth. *Environ Sci Pollution Res* **28**: 43747–62.
- Paschoalini M, Almeida RM, Trujillo F, *et al.* 2020. On the brink of isolation: Population estimates of the Araguaian river dolphin in a human-impacted region in Brazil. *PLoS One* **15**: e0231224.
- Passos C, y Mergler D. 2008. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: A review. *Cadern Saúde Pública* **24**: S503–20.
- Patterson RJ y Smokorowski KE. 2011. Assessing the benefit of flow constraints on the drifting invertebrate community of a regulated river. *River Res Appl* **27**: 99–112.
- Pauly D, y Cheung WWL. 2018. Sound physiological knowledge and principles in modeling shrinking of fishes under climate change. *Global Change Biol* **24**: e15–e26.
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, *et al.* 1998. Fishing down marine food webs. *Science* **279**: 860–3.
- Pegado TSS, Schmid K, Winemiller KO *et al.* 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bull* **133**: 814–21.
- Pelicice FM y Agostinho AA. 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conserv Biol* **22**: 180–8.
- Pelicice FM y Agostinho AA. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a neotropical reservoir. *Biolog Invasions* **11**: 1789–1801
- Pelicice FM, Pompeu PS, y Agostinho AA. 2015a. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish Fish* **16**: 697–715.
- Pelicice FM, Latini JD, y Agostinho AA. 2015b. Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia* **746**: 271–83.
- Petrere Junior M, Barthem RB, Córdoba EA, y Gómez BC. 2004. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraiba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). *Rev Fish Biol Fish* **14**: 403–14.
- Piedade MTF, Parolin P, y Junk WJ. 2000. The flood pulse and photosynthetic response of trees in a white water floodplain (várzea) of the Central Amazon, Brazil. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **27**: 1734–39.
- Pignati MT, de Souza LC, Mendes RA, *et al.* 2018. Levels of organochlorine pesticides in Amazon turtle (*Podocnemis unifilis*) in the Xingu River, Brazil, *Jour Environ Sci Health, Part B* **53**(12): 810–6.
- Pires NL, Passos CJS, Morgado MGA *et al.* 2020. Determination of glyphosate, AMPA and glufosinate by high performance liquid chromatography with fluorescence detection in waters of the Santarem Plateau, Brazilian Amazon. *Jour Environ Sci Health, Part B* **55**(9): 794–802.
- Poff LN, Angermeier PL, Cooper SD, *et al.* 2001. Fish diversity in streams and rivers. In: *Global biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century*. New York, EE.UU: Springer. pp. 315–49. <https://bit.ly/3JKyVkv>
- Pouilly M, Rejas D, Pérez T, *et al.* 2013. Trophic Structure and Mercury Biomagnification in Tropical Fish Assemblages, Itenez River, Bolivia. *PLoS ONE* **8**(5): e65054.
- Pringle CM, Freeman MC, y Freeman BJ. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: tropical-temperate comparisons. *BioScience* **50**: 807–23.
- Pueyo S y Fearnside P. 2011. Emissões de gases de efeito estufa dos reservatórios de hidrelétricas: Implicações de uma lei de potência. *Oecologia Aust* **15**: 199–212.
- Resende AF de, Schöngart J, Streher AS, *et al.* 2019. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Sci Total Environ* **659**: 587–98.
- Ribeiro M, y Petrere M. 1988. Viagem de reconhecimento ao rio

- Tocantins e baixo rio Araguaia entre 20/11/88 e 8/12/88. Informe de consultaria al UNDP/ELETRONORTE, Brasilia (DF)(informe mimeografado).
- Ribeiro MCL de B, Petrere Junior M, y Juras AA. 1995. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia–Tocantins River Basin, Brazil. *Regul Rivers Res Manag* **11**: 325–50.
- Rico A, de Oliveira, R, Nunes GSS, *et al.* 2021. Pharmaceuticals and other urban contaminants threaten Amazon freshwater ecosystems. *Environ Internat* **155**: 106702.
- Roach K, Jacobsen N, Fiorello C, *et al.* 2013. Gold mining and mercury bioaccumulation in a floodplain lake and main channel of the Tambopata River, Perú. *Jour Environ Protection* **4**: 51-60.
- Rochman CM, Hoh E, Kurobe T, *et al.* 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scient Rep* **3**: 3263.
- Rosas FCW, y Lethi KK. 1996. Nutritional and mercury content of milk of the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*. *Compar Biochem Physiol* **115A**(2): 117-9.
- Roulet M, Lucotte M, Farella N, *et al.* 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollut* **112**: 297–313.
- Roulet M, Lucotte M, Guimarães JRD, y Rheault I. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Sci Total Environ* **261**: 43–59.
- Rubio L, Marcos R, y Hernández A. 2020. Potential adverse health effects of ingested micro- and nanoplastics on humans. Lessons learned from *in vivo* and *in vitro* mammalian models. *Jourl Toxicol Environ Health, Part B*, **23**(2): 51-68.
- Ruffino ML, y Isaac VJ. 1999. Dinâmica populacional do surubim-tigre, *Pseudoplatystoma tigrinum* (Valenciennes, 1840) no médio Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). *Acta Amazonica* **29**: 463-76.
- Sadauskas-Henrique H, Braz-Mota S, Duarte RM, *et al.* 2016. Influence of the natural Rio Negro water on the toxicological effects of a crude oil and its chemical dispersion to the Amazon fish *Colossoma macropomum*. *Environ Sci Pollution Res* **23**: 19764-75.
- Salinas C, Cubillos JC, Gómez R, *et al.* 2013. Pig in a poke (gato por liebre)”: The “mota” (*Calophysus macropterus*) Fishery, Molecular Evidence of Commercialization in Colombia and Toxicological Analyses. *EcoHealth*, **11**: 197-206.
- Salisbury C. 2015. Damming the Amazon: new hydropower projects put river dolphins at risk. *Mongabay*, 15 Diciembre 2015. <https://bitly.co/56NP>
- Salisbury C. 2016. Amazon turtles imperiled by dams, mercury pollution and illegal trade. *Mongabay*, 12 Julio 2016. <https://bitly.co/55Vv>
- Sánchez-Cuervo AM, de Lima LS, Dallmeier F, *et al.* 2020 Twenty years of land cover change in the southeastern Peruvian Amazon: Implications for biodiversity conservation. *Regional Environ Change* **20**: 8.
- Santos GM dos. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica* **25**: 247-80.
- Santos RE, Pinto-Coelho RM, Drumond MA, *et al.* 2020. Damming Amazon rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil’s Madeira River according to local fishers’ perception. *Ambio* **49**: 1612–28.
- Santos RE, Pinto-Coelho RM, Fonseca R, *et al.* 2018. The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Fish Manag Ecol* **25**: 380–91.
- Sá-Oliveira JC, Hawes JE, Isaac-Nahum VJ, *et al.* 2015a. Upstream and downstream responses of fish assemblages to an eastern Amazonian hydroelectric dam. *Freshwater Biol* **60**: 2037–50.
- Sá-Oliveira JC, Isaac VJ, y Ferrari SF. 2015b. Fish community structure as an indicator of the longterm effects of the damming of an Amazonian river. *Environ Biol Fishes* **98**: 273–86.
- Sarica S, Amyot M, Hare L, *et al.* 2005. Mercury transfer from fish carcasses to scavengers in boreal lakes: the use of stable isotopes of mercury. *Environ Pollution* **134**: 13–22.
- Schmidt N, Fauvelle V, Ody A, *et al.* 2019. The Amazon River: A major source of organic plastic additives to the tropical North Atlantic? *Environ Sci Technol* **53**: 7513–21.
- Schöngart J, Wittmann F, Faria de Resende A, *et al.* 2021. The shadow of the Balbina Dam: A synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in central Amazonia. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **31**: 1117–35.
- Sebastian SM, y Hurtig AK. 2004. Oil exploitation in the Amazon basin of Ecuador: A public health emergency. *Pan Amer Jour Pub Health* **3**: 205-11. <https://bitly.co/6MQa>
- Sheridan JA, y Bickford D. 2011. Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change* **1**: 401–6.
- Silva G, Matos L, Freitas J, *et al.* 2019. Gene expression, genotoxicity, and physiological responses in an Amazonian fish, *Colossoma macropomum* (CUVIER 1818), exposed to Roundup® and subsequent acute hypoxia. *Compar Biochem Physiol* **222**: 49-58.
- Sioli H. 1984. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: *The Amazon*. Dordrecht, Paises Bajos: Springer. pp. 127-65.
- Soares BE. 2015. *O Assoreamento por Rejeito de Bauxita e sua Relação com a Diversidade Taxonômica e Filogenética: Um Estudo da Ictiofauna de um Lago da Amazônia Central (Lago Batata, PA)*. Disertación de maestrado en ecología. Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 127 pp. <https://bitly.co/6MLH>
- Soares MGM, Menezes NA, y Junk WJ. 2006. Adaptations of fish species to oxygen depletion in a central Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia* **68**: 353–67.
- Sorribas MV, Paiva RCD, Melack JM, *et al.* 2016. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. *Climatic Change* **136**: 555–70.
- Souza-Araújo J, Giarrizzo T, Lima MO, *et al.* 2016. Mercury and methyl mercury in fishes from Bacajá River (Brazilian Amazon): Evidence for bioaccumulation and biomagnification. *Jour Fish Biol* **89**: 249-263.
- Souza S, Machado R, Costa J, Campos D, Silva G y Almeida-Val VMF. 2020. Severe damages caused by Malathion exposure in *Colossoma macropomum*. *Ecotoxicol Environ Safety* **205**: 111340.

- Starling F, Lazzaro X, Cavalcanti C, *et al.* 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: Evidence from a fish kill. *Freshw Biol* **47**: 2443–52.
- Stegmann LF, Leitão RP, Zuanon J, y Magnusson WE. 2019. Distance to large rivers affects fish diversity patterns in highly dynamic streams of Central Amazonia. *PLoS One* **14**: e0223880.
- Stevens CH, Croft DP, Paull GC, y Tyler CR. 2017. Stress and welfare in ornamental fishes: what can be learned from aquaculture? *J Fish Biol* **91**: 409–28.
- Tadei WP, Scarpassa VM, Rodrigues IB, y Moura R. 1991. Evolução das populações de *Anopheles* e de *Mansonia*, na área de influência da UHE de Tucuruí (Pará). *Ciência e Cultura* **43**(7) (supl.): 639–40.
- Taylor BW, Flecker AS, y Hall RO. 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science* **313**: 833–6.
- The Intercept. 2019. Plano de desenvolvimento da Amazônia. *The Intercept*. 12 Septiembre 2019. <https://bit.ly/3yl5yqk>.
- Thomas KV, da Silva FMA, Langford KH *et al.* 2014. Screening for selected human pharmaceuticals and cocaine in the urban streams of Manaus, Amazonas, Brazil. *Jour Amer Water Resour Assoc* **50**: 302–8.
- Timpe K, y Kaplan D. 2017. The changing hydrology of a dammed Amazon. *Sci Adv* **3**: e1700611.
- Tófoli RM, Dias RM, Alves GHZ *et al.* 2017. Gold at what cost? Another megaproject threatens biodiversity in the Amazon. *Perspect Ecol Conserv*, **15**: 129–31.
- Tognelli MF, Anderson EP, Jiménez-Segura LF *et al.* 2019. Assessing conservation priorities of endemic freshwater fishes in the tropical Andes region. *Aquat Conserv: Marine and Freshw Ecosyst*, **29**: 1123–32.
- Torres JPM, Lailson-Brito J, Saldanha GC, *et al.* 2009. Persistent toxic substances in the Brazilian Amazon: Contamination of man and the environment. *Jour Braz Chem Soc*, **20**: 1175–9.
- Toussaint A, Charpin N, Brosse S, y Villéger S. 2016a. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Sci Rep* **6**: 1–9.
- Toussaint A, Beauchard O, Oberdorff T, *et al.* 2016b. Worldwide freshwater fish homogenization is driven by a few widespread non-native species. *Biol Invasions* **18**: 1295–304.
- Tregidgo DJ, Barlow J, Pompeu PS, *et al.* 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proc Natl Acad Sci USA* **114**: 8655–9.
- Ullrich SM, Tanton TW, y Abdrashitova SA. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critl Reviews Environl Sci Technol* **31**: 241–93.
- Val AL. 2019. Fishes of the Amazon: diversity and beyond. *An Acad Bras Cienc* **91**(supl 3): e20190260.
- Val, A.L., y Almeida-Val, V.M.F., 1995. *Fishes of the Amazon and their environments. Physiological and biochemical features*. Heidelberg, Alemania: Springer Verlag.
- Val AL, Almeida-Val VMF de, y Randall DJ. 2006. *Fish Physiology: The Physiology of Tropical Fishes*. London, Reino Unido: Elsevier.
- Val AL, y Almeida-Val VMF. 1999. Effects of crude oil on respiratory aspects of some fish species of the Amazon. In: *Biology of Tropical Fish*. Manaus, Amazonas, Brasil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). pp. 277–91.
- Val AL, Silva MNP, y Almeida-Val VMF. 1998. Hypoxia adaptation in fish of the Amazon: A never-ending task, *South African Jour Zool* **33**: 107–14.
- Valdez-Carrillo J, Abrell L, Ramírez-Hernández J, Reyes-López JA, *et al.* 2020. Pharmaceuticals as emerging contaminants in the aquatic environment of Latin America: A review. *Environ Sci Pollution Res*, **27**: 44863–91.
- Van Damme PA, Carvajal-Vallejos F, Sarmiento J, Barrera S, Osi-naga K y Miranda-Chumacero G. 2009. Peces. In *Libro rojo de la fauna Silvestre de vertebrados de Bolivia*. La Paz, Bolivia: Ministerio de Medio Ambiente y Agua. pp. 25–90. <https://bit.ly/3M5V2Ns>
- Van Damme PA, Carvajal-Vallejos F, Pouilly M, *et al.* 2011. Amenazas para los peces y las pesquerías en la Amazonía Boliviana. In: *Los peces y delfines de la Amazonía Boliviana - Hábitats, potencialidades y amenazas*. Cochabamba, Bolivia: Editorial INIA. pp. 327–366. <https://bit.ly/3JKzy7f>
- Vasconcelos LP, Alves DC, y Gomes LC. 2014. Fish reproductive guilds downstream of dams. *J Fish Biol* **85**: 1489–506.
- Villéger S, Blanchet S, Beauchard O, *et al.* 2011. Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proc Nat Acad Sci USA* **108**: 18003–8.
- Villén-Pérez S, Moutinho P, Nóbrega CC, *et al.* 2020. Brazilian Amazon gold: Indigenous land rights under risk. *Elementa Sci Anthropocene* **8**: 31.
- Wang J, Ding C, Heino J, *et al.* 2020. What explains the variation in dam impacts on riverine macroinvertebrates? A global quantitative synthesis. *Environ Res Lett* **15**: 124028.
- Watts J. 2019. Poorly planned Amazon dam project 'poses serious threat to life'. *The Guardian*, 8 November 2019. <https://bit.ly/35W8>
- Welcomme RL. 1995. Relationships between fisheries and the integrity of river systems. *Regul Rivers Res Manag* **11**: 121–36.
- Welcomme RL. 1999. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fish Manag Ecol* **6**: 1–19.
- Williams MR, Fisher TR, y Melack JM. 1997. Solute dynamics in soil water and groundwater in a central Amazon catchment undergoing deforestation. *Biogeochem* **38**: 303–35.
- Winemiller KO, Marrero C, y Taphorn DC. 1996. Perturbaciones causadas por el hombre a las poblaciones de peces de los llanos y del piedemonte andino de Venezuela. *Biollania* (Venezuela) **12**: 13–48. <https://bit.ly/36eLD7e>
- Wittmann F, Schöngart J, Montero JC, *et al.* 2006. Tree species composition and diversity gradients in whitewater forests across the Amazon Basin. *J Biogeogr* **33**: 1334–47.
- Wootton RJ. 1998. *The Ecology of Teleost Fishes, second edition*. Dordrecht, Países Bajos, Kluwer. 386 pp.
- Wright JP, y Flecker AS. 2004. Deforesting the riverscape: The effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biol Conserv* **120**: 443–51.
- Wootton RJ. 1998. *The Ecology of Teleost Fishes, second edition*. Dordrecht, Países Bajos: Kluwer. 386 pp.
- Xenopoulos MA, Lodge DM, Alcamo J, *et al.* 2005. Scenarios of

- freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biol* **11**: 1557-64.
- Yusta-García R, Orta-Martínez M, Mayor P, *et al.* 2017. Water contamination from oil extraction activities in northern Peruvian Amazon rivers. *Environ Pollution* **225**: 370-80.
- Zaret TM, y Paine RT. 1973. Species introduction into a tropical lake. *Science* **182**: 449-55.
- Zehev BS, Vera A, Asher B, y Raimundo R. 2015. Ornamental fishery in Rio Negro (Amazon region), Brazil: combining social, economic and fishery analyses. *Fish Aquac Jour* **6**: 1000143.
- Zuanon JA, Py-Daniel LHR, Ferreira EJG., *et al.* 2005. Padrões de distribuição da ictiofauna na várzea do sistema Solimões-Amazonas, entre Tabatinga (AM) e Santana (AP). In: *Projeto de Manejo dos Recursos Naturais da Várzea. Provárzea - Estudos Estratégicos. Bases Científicas para a Conservação da Várzea - Identificação e Caracterização de Regiões Biogeográficas*. Manaus, AM, Brasil: EMBRAPA/ProVárzea. pp. 237-85.
- Zuanon J. 2015. Ictiofauna. In: *Uma avaliação crítica do Estudo e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) do Aproveitamento Hidrelétrico São Luiz do Tapajós*. São Paulo, SP, Brasil: Greenpeace Brasil. pp. 67-74. <https://bit.ly/3jGAizG>
- Zwink W, y Young PS. 1990. Desova e eclosão de *Podocnemis expansa* (Schweigger 1812)(Chelonia: Pelomedusidae) no Rio Trombetas, Pará, Brasil. In: *FOREST 90: First International Symposium on Environmental Studies*. Rio de Janeiro, RJ, Brasil: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). pp. 34-35.

CONTACT INFORMATION

SPA Technical-Scientific Secretariat New York

475 Riverside Drive, Suite 530

New York NY 10115

USA

+1 (212) 870-3920

spa@unsdsn.org

SPA Technical-Scientific Secretariat South America

Av. Ironman Victor Garrido, 623

São José dos Campos – São Paulo

Brazil

spasouthamerica@unsdsn.org

WEBSITE theamazonwewant.org

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

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