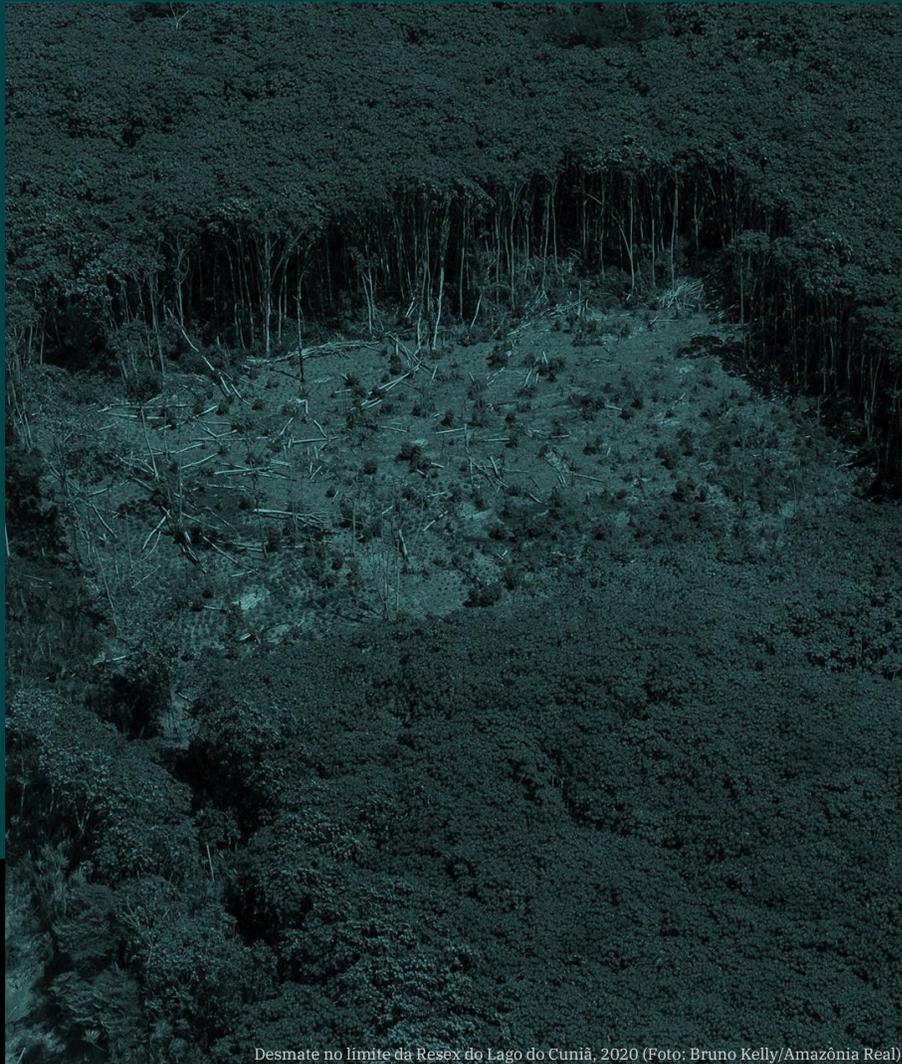


Capítulo 23

Impactos de la deforestación y el cambio climático sobre la biodiversidad, los procesos ecológicos y la adaptación ambiental



Desmate no limite da Resex do Lago do Cuniã, 2020 (Foto: Bruno Kelly/Amazônia Real)



Science Panel for the Amazon



Sobre el Panel Científico por la Amazonía (PCA)

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

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

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

Cita sugerida

Artaxo P, Almeida-Val VMF, Bilbao B, Brando P, Bustamante M, Coe MT, Correa SB, Cuesta F, Costa MH, Miralles-Wilhelm F, Salinas N, Silvério DV, Val AL. 2021. Capítulo 23: Impactos de la deforestación y el cambio climático sobre la biodiversidad, los procesos ecológicos y la adaptación ambiental. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodríguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, 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.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/SNT03592

INDEX

RESUMEN GRÁFICO	2
MENSAJES CLAVE.....	3
RESUMEN.....	3
23.1 IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LA BIODIVERSIDAD, INCLUYENDO LA DINÁMICA FORESTAL, EL CICLO DEL CARBONO, LOS ECOSISTEMAS COSTEROS Y DE AGUA DULCE.....	4
23.1.1 CAMBIOS EN LA BIODIVERSIDAD PROVOCADOS POR EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA DEFORESTACIÓN	5
23.1.1.1 <i>Bosques de tierras bajas</i>	5
23.1.1.2 <i>Conectividad de tierras bajas con tierras altas</i>	6
23.1.1.3 <i>Ecosistemas acuáticos</i>	7
23.1.2 DINÁMICA FORESTAL EN UN CLIMA CAMBIANTE	9
23.1.3 CICLO Y ALMACENAMIENTO DEL CARBONO.....	11
23.1.4 IMPACTOS SOBRE EL AGUA DULCE	14
23.1.5 CAMBIO CLIMÁTICO E HIDROLOGÍA	15
23.2 IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	17
23.2.1 POLINIZACIÓN Y DISPERSIÓN DE SEMILLAS	17
23.2.2 ECOSISTEMAS ACUÁTICOS.....	19
23.3 RETROALIMENTACIONES CLIMÁTICAS DE LA VEGETACIÓN Y LOS CAMBIOS EN EL USO DEL SUELO.....	20
23.3.1 ALBEDO SUPERFICIAL Y BALANCE DE RADIACIÓN.....	21
23.3.2 CAMBIOS EN LA HUMEDAD DEL SUELO Y EVAPOTRANSPIRACIÓN.....	23
23.4 EMISIONES E IMPACTO DE AEROSOLIOS BIAGÉNICOS Y DE LA QUEMA DE BIOMASA DENTRO Y FUERA DE LA REGIÓN.....	25
23.4.1 IMPACTOS DE LAS EMISIONES DE LA QUEMA DE BIOMASA SOBRE EL BALANCE DE RADIACIÓN	25
23.4.2 IMPACTOS DEL OZONO DE LOS PRECURSORES DE LA QUEMA DE BIOMASA SOBRE EL ECOSISTEMA.....	27
23.4.3 IMPACTOS DE LAS EMISIONES DE LA QUEMA DE BIOMASA SOBRE LAS NUBES Y LA PRECIPITACIÓN.....	28
23.5 CONCLUSIONES.....	29
23.6 RECOMENDACIONES	29
23.7 REFERENCIAS.....	30

Resumen Gráfico

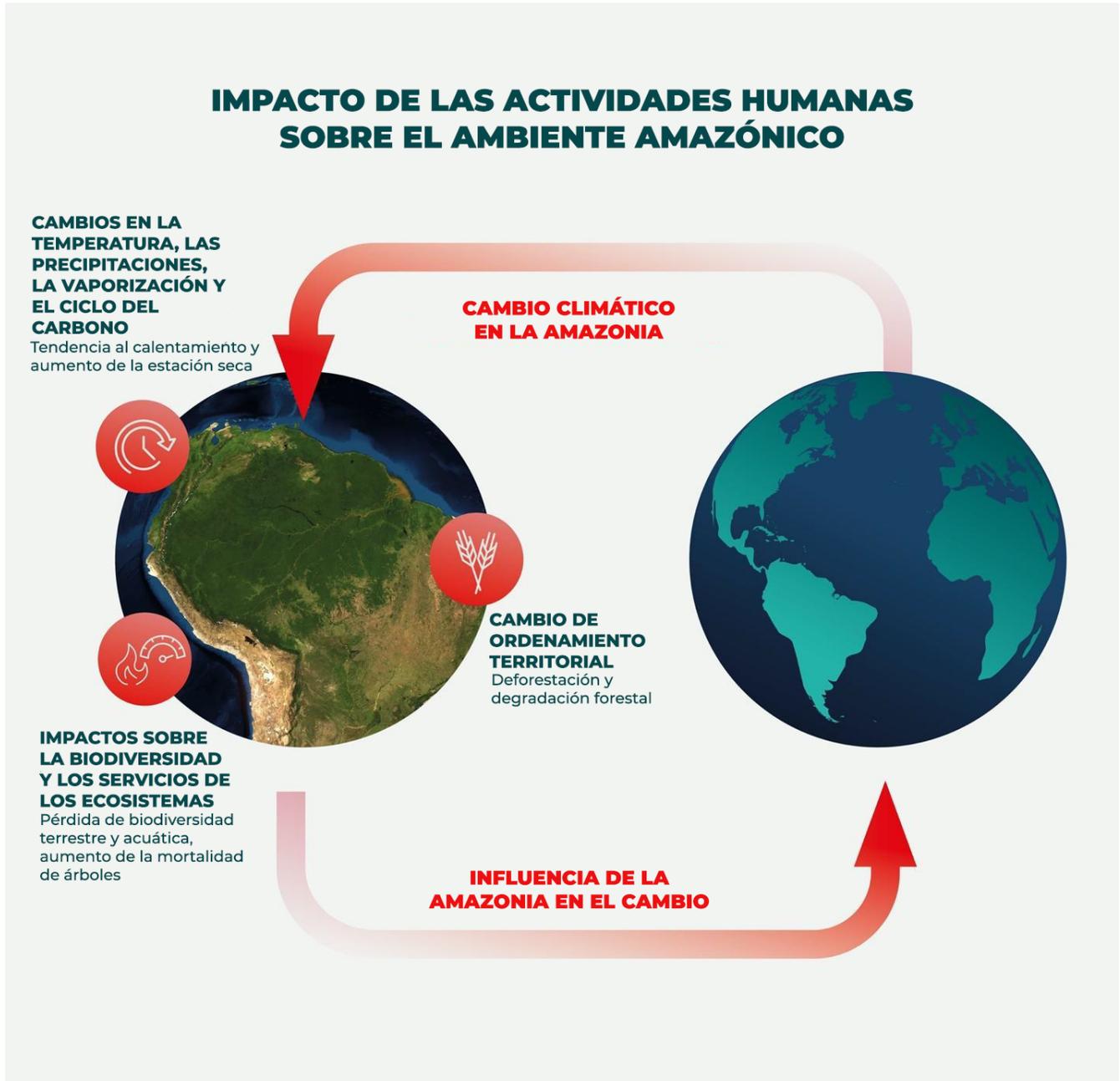


Figura 23.A Impacto de las actividades humanas sobre el medio ambiente amazónico. El cambio climático afecta a la Amazonía a través del aumento de la temperatura, la alteración de los patrones de precipitación y los eventos climáticos extremos, lo que lleva a una mayor mortalidad de la vegetación y a la pérdida de la biodiversidad terrestre y acuática. Esto, junto con el cambio de uso del suelo a través de la deforestación y la degradación, reduce la evapotranspiración, cambia la dinámica del ciclo del carbono, disminuye la resiliencia de los ecosistemas y conduce a una mayor pérdida de biodiversidad y mortalidad de vegetación, emitiendo gases de efecto invernadero que impactan no solo a nivel regional, sino también a nivel global. Por otro lado, la deforestación amazónica potencia el cambio climático.

Impactos de la deforestación y el cambio climático sobre la biodiversidad, los procesos ecológicos y la adaptación ambiental

Paulo Artaxo^{a,b}, Vera M.F. Almeida-Val^c, Bibiana Bilbao^d, Paulo Brando^e, Mercedes Bustamante^f, Michael T. Coe^g, Sandra Bibiana Correa^h, Francisco Cuestaⁱ, Marcos Heil Costa^j, Fernando Miralles-Wilhelm^k, Norma Salinas^l, Divino Vicente Silvério^m, Adalberto Luis Val^c.*

Mensajes clave

- La Amazonía es una de las regiones de mayor riesgo, debido al cambio climático global, con la posibilidad de que más del 90% de las especies estén expuestas a temperaturas sin precedentes para el año 2100.
- Las brechas de conocimiento sobre el balance de carbono en la Amazonía son significativas, incluyendo el papel de la degradación forestal y el incremento de la fotosíntesis natural. Para cerrar estas brechas, se deben integrar la detección remota de mediciones de CO₂, la recolección de datos de flujos de agua e intercambio de carbono tierra-atmósfera, con las mediciones obtenidas a través de aeronaves y modelos matemáticos.
- Reducir las emisiones de la quema de biomasa es fundamental para minimizar los impactos negativos en los ecosistemas y la salud humana.

Resumen

El cambio climático ya está impactando mecanismos críticos del funcionamiento de los ecosistemas amazónicos. El aumento observado en la temperatura, los cambios en la precipitación y el aumento de los eventos climáticos extremos afectan los servicios ecosistémicos, la absorción de carbono y la duración de los períodos de sequía, entre otros efectos. También afecta la biodiversidad, seleccionando especies que tengan la capacidad de adaptarse rápidamente al cambio climático, incluyendo los peces de agua dulce y otros grupos ectotérmicos. En particular, los rendimientos de la pesca son importantes para la seguridad alimentaria y se han visto afectados por el cambio climático de manera impredecible. Además, las proyecciones indican que el cambio climático tendrá impactos adversos significativos en la polinización y la dispersión de semillas, produciendo cambios en la distribución de especies y el desacoplamiento de las interacciones bióticas, afectando los servicios ecosistémicos esenciales para el mantenimiento de los ecosistemas naturales y agrícolas. La precipitación en la Amazonía es sensible a las variaciones estacionales e interanuales de la temperatura superficial del mar, así como a fenómenos climáticos como El Niño y La Niña. El aumento de la intensidad y frecuencia de sequías e inundaciones tiene impactos importantes en el ciclo del carbono. Los niveles de agua

^a Institute of Physics, University of São Paulo, Rua do Matão 1371, CEP 05508-090, São Paulo - SP, Brazil, artaxo@if.usp.br.

^b Research Center for Greenhouse Gas Innovation – RCGI, Engineering School, University of São Paulo, Brazil.

^c Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Av. André Araújo, 2936, Manaus - AM, 69067-375, Brazil.

^d Universidad Simón Bolívar, Apartado 89000, Caracas 1080, Venezuela.

^e Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Brazil.

^f University of Brasília, Brasília, Federal District, 70910-900, Brazil.

^g Woodwell Climate Research Center, 149 Woods Hole Road, Falmouth, MA, United States, 02540-1644.

^h Mississippi State University, 775 Stone Blvd, Mississippi State, MS 39762, United States.

ⁱ Universidad de las Américas, De Los Colimes esq, Quito 170513, Ecuador.

^j Viçosa Federal University, Av. Peter Henry Rolfs, s/n - Campus Universitário, Viçosa - MG, 36570-900, Brazil.

^k University of Maryland, College Park, MD 20742, United States.

^l Pontifical Catholic University of Peru, Av. Universitaria 1801, San Miguel 15088, Peru.

^m Universidade Federal Rural da Amazônia, Estr. Principal da Ufra, 2150 - Curió Utinga, Belém - PA, Brazil.

en Óbidos han aumentado significativamente en los últimos 30 años, y la escorrentía de la cuenca del Xingu ha aumentado en un 10% (posiblemente debido a la deforestación del 40% en dicha cuenca). La Amazonía fue un fuerte sumidero de carbono en la década de 1980, y las mediciones recientes muestran un sumidero de carbono mucho más débil en los bosques. La absorción neta media de carbono para la década de 1990 fue $-0,59 \pm 0,18 \text{ Pg C y}^{-1}$, mientras que para la década de 2010, los valores descendieron a $-0,22 \pm 0,30 \text{ Pg C y}^{-1}$. En años secos, como 2005 y 2010, el bosque pierde carbono a la atmósfera, aumentando las concentraciones de gases de efecto invernadero. Por otro lado, el aumento de los eventos climáticos extremos está reduciendo la absorción de carbono por parte del ecosistema amazónico. Las emisiones de la quema de biomasa también tienen impactos negativos significativos en el ecosistema, como la emisión de altas concentraciones de ozono que afectan la apertura de los estomas y la salud humana. Los aerosoles generados por la quema de biomasa alteran el balance de radiación, aumentando la radiación difusa en comparación con la radiación directa que afecta el ciclo del carbono. El aumento en el albedo de la superficie asociado con la deforestación cambia la temperatura superficial y la partición de energía. La degradación forestal podría ser tan crucial como la deforestación en términos de emisiones de carbono. Nuestro conocimiento científico actual apunta a que los bosques amazónicos se vuelven cada vez más susceptibles a los incendios forestales y las sequías. Las retroalimentaciones entre el cambio climático y el funcionamiento de los ecosistemas amazónicos son sustanciales y deben ser más estudiadas y cuantificadas, especialmente las retroalimentaciones en los ciclos del agua y del carbono. Necesitamos más estudios integrados que relacionen la pérdida de biodiversidad con el cambio climático, incluyendo la resiliencia. Adicionalmente, existe la necesidad de una red integral de observaciones ambientales amazónicas para brindar a la sociedad capacidades de diagnóstico de los cambios que ya están experimentando los ecosistemas terrestres y acuáticos.

Palabras clave: Impactos del cambio climático, ciclo hidrológico, biodiversidad, ciclo del carbono, precipitación, pesca

23.1 Impactos del Cambio Climático sobre la Biodiversidad, Incluyendo la Dinámica Forestal, el Ciclo del Carbono, los Ecosistemas Costeros y de Agua Dulce

Los ecosistemas terrestres y el clima interactúan de manera compleja a través de cambios en el forzamiento del clima y múltiples retroalimentaciones biofísicas y biogeoquímicas que ocurren en diferentes escalas espaciales y temporales. El cambio climático impacta los ecosistemas de los bosques tropicales de varias maneras, pero la atribución no siempre es clara, porque la variabilidad natural del sistema climático puede ser grande. La caracterización precisa de la variabilidad hidroclimática en la Amazonía en varias escalas de tiempo es fundamental para comprender el vínculo entre el cambio climático y la biodiversidad (Cheng *et al.* 2013). La temperatura, la precipitación y los eventos climáticos extremos están cambiando cada vez más en los bosques tropicales y amazónicos. La gran biodiversidad de la Amazonía ayuda en cierta medida a proteger el

bosque, pero existen límites y umbrales para los impactos ambientales. La dinámica compleja del bosque está estrechamente relacionada con el ciclo del agua y el carbono, y los cambios en un solo componente afectan a toda la estructura. Geológicamente, el levantamiento andino fue crucial para la evolución de los paisajes y ecosistemas amazónicos (ver los Capítulos 1 y 2). Los patrones actuales de biodiversidad están profundamente arraigados en el período pre-cuaternario (Hoorn *et al.* 2010). Los estudios del paleoclima amazónico ayudan a comprender la formación y evolución de este rico entorno y muestran evidencia de que el impacto humano en los ecosistemas amazónicos podría haber sido sustancial durante los últimos milenios (Maezumi *et al.* 2018; Maksic *et al.* 2019; Cordeiro *et al.* 2014; Anhuf *et al.* 2006).

Los ecosistemas de agua dulce también interactúan con todo el ecosistema de manera compleja y, en el caso de la Amazonía, la cuenca alberga una biodiversidad acuática sin precedentes. En cuanto a los



Figura 23.1 Vínculos entre el clima, la deforestación, la degradación forestal y los impactos de los incendios en los ecosistemas amazónicos. Para establecer políticas públicas sólidas sobre cambio de uso de suelo, es necesario tener una visión integrada de los principales impulsores e impactos. Adaptado de Luiz Aragão.

peces, más de 2400 especies (ver el Capítulo 3), desde grupos antiguos hasta modernos, habitan en todo tipo de cuerpos de agua, como pequeños arroyos, lagos y ríos grandes, y muchos están adaptados a condiciones difíciles. Algunas de estas especies de peces son importantes fuentes de proteínas para la población local (ver los Capítulos 15 y 30). Otras especies son esenciales para mantener el equilibrio biológico de los sistemas locales y la regeneración natural de los bosques inundables. Sin embargo, las condiciones desafiantes actuales de cuerpos de agua particulares, como el bajo pH, la alta temperatura y el bajo nivel de oxígeno disuelto, podrían empeorar por los cambios climáticos en curso. Como muchas especies de peces ya viven cerca de sus límites fisiológicos, los impactos ambientales en esas características del agua afectarían la biota acuática local (Braz-Mota y Almeida-Val 2021).

Este capítulo discutirá los impactos observados y pronosticados del cambio climático en los ecosistemas terrestres y acuáticos amazónicos. Nos centra-

remos en los impactos sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos, el ciclo del carbono, la pesca y las emisiones de quema de biomasa. Todos estos aspectos están íntimamente relacionados, como se muestra en el esquema de la Figura 23.1.

23.1.1 Cambios en la biodiversidad provocados por el cambio climático y la deforestación

23.1.1.1 Bosques de tierras bajas

Recientes publicaciones indican que el cambio climático global puede afectar la distribución futura de la biodiversidad y la composición de las comunidades ecológicas, el tamaño de las áreas de distribución de las especies, las probabilidades de extinción y la riqueza local de las especies. Varios estudios paleoclimáticos han informado cambios en la biodiversidad y las comunidades ecológicas asociados con el cambio climático en un rango de escalas de tiempo (Anhuf *et al.* 2006; Cheng *et al.* 2013; Cordeiro *et al.* 2014). La variabilidad climática asociada

con el forzamiento interno (como el acoplamiento océano/atmósfera/tierra) y externo (como la actividad solar o el vulcanismo) ha alterado los ecosistemas durante miles de años. Sin embargo, durante los últimos 20.000 años, la Amazonía ha tenido un clima relativamente estable.

Aunque la deforestación y la degradación de los bosques son actualmente la amenaza más importante para la biodiversidad en la Amazonía (ver los Capítulos 19 y 20), el cambio climático se está convirtiendo en un factor cada vez más relevante. El cambio climático y la deforestación combinados podrían causar una disminución de hasta un 58% en la riqueza de especies de árboles amazónicos para 2050. Las especies pueden perder un promedio del 65% de su área ambientalmente adecuada original, y un total del 53% se consideran amenazadas (Gomes *et al.* 2019). Algunas regiones amazónicas tienen más probabilidades de verse afectadas por los impactos sinérgicos de la deforestación y los cambios climáticos: el este de la Amazonía puede sufrir hasta el 95% de la pérdida de bosques para 2050, seguido por el suroccidente (81%) y el sur de la Amazonía (78%). Además, existe la influencia de los incendios forestales en las interacciones entre la deforestación y el cambio climático (Gomes *et al.* 2019).

Las composiciones florísticas y funcionales de los bosques amazónicos de tierras bajas bien conservados han ido cambiando según los registros de inventarios a largo plazo que abarcan 30 años. Entre los árboles recién reclutados, los géneros tolerantes a la sequía se han vuelto más abundantes, mientras que la mortalidad de los géneros dependientes de la humedad ha aumentado en las parcelas donde la estación seca es más intensa (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019). Los resultados sugieren un cambio lento hacia una Amazonía más seca, con cambios en la dinámica de composición (reclutamiento y mortalidad) consistentes con los factores causantes del cambio climático. El aumento del dióxido de carbono atmosférico (CO₂) está generando comunidades arbóreas compuesta por especies de mayor estatura. A pesar de los impactos del cambio climático en la composición de los bosques, los largos tiempos de generación de los árboles tropicales implican una

respuesta retardada de la diversidad de árboles al cambio climático (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019).

Aunque el cambio climático afecta la biodiversidad, la diversidad de características de las plantas puede permitir que los bosques amazónicos se adapten a las nuevas condiciones climáticas protegiendo las funciones del ecosistema amazónico (Sakschewski *et al.* 2016; ver también el Capítulo 24). Sin embargo, los riesgos para la biodiversidad aumentarán con el tiempo con la progresión del cambio climático antropogénico, con proyecciones futuras de pérdida de biodiversidad global potencialmente catastróficas. Las proyecciones (entre 1850 y 2100) de temperatura y precipitación, para estimar el tiempo de exposición de un gran grupo de especies a un clima potencialmente peligroso, han indicado que la perturbación futura de los ensamblajes ecológicos sería abrupta (Trisos *et al.* 2020), debido a la exposición simultánea de la mayoría de las especies a condiciones climáticas más allá de los límites de su nicho. Según la trayectoria socioeconómica compartida SSP5-8,5 (emisiones altas) del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), tales eventos afectarán a los bosques tropicales en las próximas décadas.

A pesar del menor nivel de calentamiento en relación con las regiones templadas, la exposición es más significativa en el trópico. La poca variabilidad climática histórica y los gradientes térmicos poco profundos significan que muchas especies se encuentran cerca de sus límites térmicos superiores en toda su área de distribución geográfica. La Amazonía es una de las regiones (junto con el subcontinente Indio y el Indo-Pacífico) expuesta a mayor riesgo, con más del 90% de las especies en cualquier conjunto expuesto a temperaturas sin precedentes para el año 2100 (Trisos *et al.* 2020).

23.1.1.2 Conectividad de tierras bajas con tierras altas

La Amazonía alberga una de las comunidades biológicas más diversas del mundo (ver los capítulos 2 a 4), y se pronostica para muchas especies la migración hacia hábitats más húmedos y fríos a medida que las tierras bajas se vuelven más secas y cálidas.

Siendo la cadena montañosa más extensa y más alta del continente, los Andes pueden representar el único refugio para muchas especies amazónicas, lo que podría resultar en una pérdida neta de especies en los bosques de tierras bajas (Colwell *et al.* 2008).

Es probable que las especies amazónicas de las tierras bajas sean muy vulnerables al cambio climático debido a su estrecho nicho térmico. Algunas áreas de los Andes pueden aumentar en riqueza de especies debido a la inmigración de especies de tierras bajas. Sin embargo, estas ganancias pueden verse contrarrestadas por otras amenazas a la biodiversidad, como la pérdida de hábitat. En partes de los Andes del norte, se pronostica que los cambios de especies de aves, mamíferos y anfibios provocados por cambios en el clima conducirán a ganancias promedio mínimas de 21 a 27% en la riqueza de especies, según dos escenarios de emisiones según Nakicenovic y Swart (2000) (Lawler *et al.* 2009).

Debido a que la mayoría de las especies tropicales podrían migrar a hábitats que coincidan con sus requisitos ecológicos en respuesta al cambio climático, proteger la conectividad de las tierras bajas con las tierras altas más frías puede brindar una ruta de escape para muchas especies de la megadiversidad amazónica y las partes bajas de los Andes. Los cinturones de bosque típicamente están subdivididos en montano superior (2500 m hasta el límite del bosque) y montano inferior (1500 a 2500 m). Sin embargo, muy pocos gradientes altitudinales de hábitat intacto se extienden desde las tierras bajas a ambos lados de los Andes hasta la línea de árboles o más arriba. Debido a que los bosques a menudo permanecen en cinturones aislados en elevaciones intermedias, muchas especies enfrentarán temperaturas más altas, lo que las obligará a desplazarse hacia zonas más elevadas. Simultáneamente, los bosques pueden ser empujados cuesta abajo por la expansión de los centros de población humana y el avance de la frontera agrícola.

23.1.1.3 Ecosistemas acuáticos

Un efecto significativo del cambio climático en la

función de los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad (ver el Capítulo 3) es la interrupción del ciclo hidrológico natural debido a picos inusualmente bajos y altos en los niveles del agua durante sequías extremas e inundaciones (Marengo y Espinoza 2016; ver también el Capítulo 22). Tales eventos extremos afectan a plantas y animales, provocando cambios en múltiples niveles, desde individuos y poblaciones hasta comunidades y ecosistemas, a escala local y regional. En las llanuras aluviales de la Amazonía central, la sequía extrema de 2005 afectó la salud de los curimátidos detritívoros (*branquinhas*), lo que provocó que los peces fueran más delgados en relación con la longitud de su cuerpo (Correia *et al.* 2015). También provocó cambios en la abundancia de peces y la composición de las comunidades de peces, que se notaron una década más tarde (Röpke *et al.* 2017). En la Amazonía occidental, la sequía extrema de 2010 provocó una disminución significativa de las poblaciones de aves zancudas, delfines de río y peces (Bodmer *et al.* 2018). En contraste, las inundaciones extremas en 2009 y 2011-2015 causaron una disminución del 95% en la población de mamíferos terrestres y alteraron las interacciones depredador-presa. Estos cambios persistentes en la abundancia de vida silvestre cambiaron el esfuerzo de cacería y de pesca, y aumentaron la presión de pesca local por parte de los pueblos indígenas locales durante el período de inundación (Bodmer *et al.* 2018).

Los niveles futuros más altos del nivel del mar tendrán impactos importantes en los sistemas acuáticos de la Amazonía. Las aguas marinas se adentrarían profundamente en la Amazonía central, alterando drásticamente las costas, los hábitats, los microclimas y los patrones regionales de lluvia (ver el Capítulo 1). Esta gran incursión marina convertiría grandes áreas de selva amazónica de tierras bajas en hábitats estuarinos y marinos cercanos a la costa y posiblemente llevaría a muchas especies a la extinción.

Muchas especies de peces en la Amazonía son migratorias (ver el Capítulo 3), y su capacidad para migrar está amenazada por el cambio climático. Los

bagres Goliat (*Brachyplatystoma rousseauxii*, *B. platynemum*, *B. juruense* y *B. vaillantii*) realizan las migraciones más largas documentadas de peces de agua dulce en la Tierra (Barthem *et al.* 2017). Desde hábitats de desove de cabecera en/o cerca del piedemonte andino de Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú hasta hábitats de cría en el estuario del Amazonas en el océano Atlántico. Sus viajes migratorios pueden expandirse a 11.600 km cuando los juveniles más viejos de *B. rousseauxii* regresan a sus lugares de nacimiento (Barthem *et al.* 2017). Los bajos niveles de agua durante eventos de sequía extrema pueden producir la fragmentación temporal del río, el bloqueo de las migraciones de peces y las extinciones locales (Freitas *et al.* 2012). Sin embargo, se necesitan estudios que evalúen la magnitud de las perturbaciones del cambio climático en las migraciones.

La tectónica y el cambio climático son marcas claras en la evolución de la biota amazónica. Los peces amazónicos han experimentado auges de especiación durante períodos críticos de disponibilidad de oxígeno, altas temperaturas y niveles extremos de dióxido de carbono (Albert *et al.* 2018). Las presiones ambientales en estos períodos geológicos dieron forma a la biología de miles de especies de peces en la Amazonía, incluyendo la aparición de características fisiológicas, bioquímicas y de reproducción peculiares en estas especies (Val y Almeida-Val 1995). Tres aspectos de la calidad del agua merecen ser destacados aquí, dada su vinculación con la conservación del bioma amazónico ante los nuevos escenarios impuestos por los cambios climáticos actuales y previstos para el futuro cercano. Estos aspectos son la disponibilidad de oxígeno en el medio acuático, la acidez del agua por disolución del CO₂ y el aumento de la temperatura.

La disponibilidad de oxígeno siempre ha sido un desafío ambiental importante para los peces en la Amazonía; Los peces presentan una amplia gama de adaptaciones para transferir oxígeno del ambiente a los diferentes órganos (Val y Almeida-Val 1995; Val *et al.* 1998). Ejemplos de estas adaptaciones son la respiración aérea en Pirarucu (*Arapaima gigas*) (Brauner y Val 1996) y la expansión de los labios inferiores de Tambaqui (*Colossoma macropomum*), una

importante especie comercial para toda la Amazonía (Saint-Paul 1984). Estas adaptaciones les permiten respirar en la superficie de la columna de agua y ponerse en contacto con una atmósfera modificada. El aumento de la temperatura contribuye a una mayor ventilación y, por tanto, a un mayor contacto de las branquias y los órganos respiratorios con el agua y el aire con propiedades modificadas (Almeida-Val y Hochachka 1995).

A medida que el agua se calienta, pierde su capacidad de retener oxígeno, pero al mismo tiempo provoca una mayor demanda de oxígeno en animales de sangre fría como los peces. Las especies de peces amazónicos andinos, en particular los que habitan en altitudes elevadas y prefieren el agua fría, son altamente susceptibles a las contracciones en su rango de distribución y eventualmente a la extinción a medida que avanzan río arriba, en busca de agua más fría (Herrera *et al.* 2020). Los aumentos en el metabolismo de las especies de aguas cálidas en los hábitats de las tierras bajas pueden desencadenar una mayor ingesta de alimentos y causar consecuencias imprevistas en las redes alimentarias locales. Los Tambaqui expuestos a condiciones experimentales, que imitan la temperatura del aire elevada y el CO₂ predicho por los escenarios de cambio climático, aumentaron su ingesta de alimentos, pero su crecimiento disminuyó en los escenarios de calentamiento más extremos (Oliveira y Val 2017). Estas respuestas fisiológicas de peces grandes y longevos como el Tambaqui pueden aumentar la competencia con otras especies de peces y reducir la capacidad de carga de los ecosistemas acuáticos.

Muchas especies de peces en la Amazonía son susceptibles a pequeños aumentos de temperatura (Campos *et al.* 2018). La temperatura crítica máxima de algunos grupos de peces ya está muy cerca de las temperaturas máximas promedio actuales. Pequeños aumentos de temperatura afectan a múltiples procesos fisiológicos. Los estudios con Tambaqui demostraron que los procesos reproductivos más básicos, como la fertilización, son sensibles a las condiciones ambientales, incluyendo la temperatura y el pH (Castro *et al.* 2020). Además, los cambios en los procesos metabólicos que proporcionan la

energía necesaria para la supervivencia de los peces en diferentes situaciones pueden ser un ejemplo de la mayor variabilidad ambiental en los ambientes amazónicos.

Las aguas ácidas son comunes en la Amazonía (ver el Capítulo 4). Las aguas negras del río Negro, por ejemplo, son típicamente ácidas, y algunos de sus lagos marginales pueden tener aguas con valores de pH tan bajos como 3,5. Aun así, cientos de especies de peces diferentes habitan estas aguas, incluyendo cientos de especies de peces ornamentales que sustentan una importante economía de algunos pueblos amazónicos (ver el Capítulo 30). Estamos lejos de conocer la resiliencia de los peces amazónicos a las variaciones de pH. Sin embargo, sabemos que utilizan diferentes estrategias para mantener la homeostasis iónica ante situaciones desafiantes impuestas por la acidez del río Negro (Gonzalez *et al.* 2002). También sabemos que los peces Tambaqui son notablemente resistentes a la exposición al agua ácida (Wood *et al.* 1998). Así, al menos para las especies estudiadas hasta ahora, salvo para la fertilización, el pH ácido no representa una limitante crítica. Sin embargo, se necesitan más estudios con otras especies de peces.

Estamos lejos de comprender los efectos del cambio climático en los peces de la Amazonía. Sin embargo, según los modelos del IPCC, ya sabemos que los peces se ven significativamente afectados cuando se exponen a escenarios ambientales simulados de temperatura, CO₂ y humedad para el año 2100. En el caso de Tambaqui, se observaron reajustes transcripcionales (Prado-Lima y Val. 2016), trastornos vertebrales intensos con aumento de los niveles de lordosis, cifosis y escoliosis (Lopes *et al.* 2018), y una conversión alimenticia reducida, junto con una mayor demanda de alimento, pero con menores tasa de crecimiento en los escenarios climáticos más drásticos (Oliveira y Val 2017). Las perturbaciones también ocurren con especies de peces ornamentales en el Río Negro (Fé-Gonçalves *et al.* 2018). Sin duda, la pesca y la acuicultura necesitarán incorporar nuevas tecnologías ante los nuevos escenarios climáticos para mantener la producción de proteínas y garantizar la seguridad alimentaria.

23.1.2 Dinámica forestal en un clima cambiante

La dinámica forestal se caracteriza por interacciones entre perturbaciones y procesos demográficos (p. ej., reclutamiento, crecimiento y mortalidad), que juntos dan forma a gran parte de la estructura, el contenido de carbono y la composición de especies de los bosques amazónicos. A pesar de su alta resiliencia, el cambio climático antropogénico está alterando significativamente la dinámica de los bosques en toda la cuenca. Esto incluye bosques primarios, degradados y secundarios. El cambio climático exacerba los impulsores crónicos (p. ej., el aumento de la temperatura y el CO₂) del cambio forestal y el alcance, la frecuencia y la intensidad de los eventos de perturbación únicos y combinados, incluyendo los incendios forestales, las sequías, los derribamientos por el viento y el aumento de plagas. Una pregunta pendiente es si tales interacciones entre factores de estrés y perturbaciones serán lo suficientemente grandes como para superar la capacidad de los bosques tropicales para resistir y responder a tales cambios, especialmente cuando interactúan con el cambio de uso del suelo (ver el Capítulo 24).

Las emisiones globales de carbono han impactado los bosques más remotos de la Amazonía al cambiar la composición atmosférica y la temperatura del aire. La acumulación de CO₂ atmosférico ha contribuido al aumento del crecimiento de los bosques primarios y las tasas de mortalidad a mediados de la década de 2000 (Brienen *et al.* 2015). Aunque este efecto probable del CO₂ finalmente ha promovido ganancias de carbono (C) forestal, especialmente durante la década de 1990, las tasas de acumulación de carbono ahora se están desacelerando. Una posible explicación de este cambio es que las pérdidas por mortalidad forestal están superando las ganancias potenciales del crecimiento mejorado por los bosques. Otro factor que contribuye al aumento de la mortalidad, aparte del CO₂, es el aumento de la temperatura del aire en la región. Muchos árboles amazónicos operan cerca de su límite bioclimático. Por lo tanto, cuando la temperatura del aire aumenta, la respiración autótrofa aumenta los costos relacionados con el carbono para el crecimiento de

los árboles, lo que explica en parte por qué la acumulación de carbono en los bosques amazónicos disminuye casi 9 MgC ha por grado centígrado de aumento en la temperatura del aire (Hubau *et al.* 2020). Las temperaturas diurnas extremas son fundamentales para reducir las tasas de crecimiento de los árboles.

Otra característica de los bosques intactos de tierras bajas que está cambiando es su composición florística y funcional, con un cambio continuo en la composición de especies de árboles en la Amazonía hacia una comunidad asociada más seca (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019). Estos cambios se han relacionado con los impulsores del cambio climático que alteran el reclutamiento y la mortalidad de los bosques, y el CO₂ atmosférico juega un papel importante. En general, estos cambios continuos en la dinámica de los bosques primarios han sido sutiles, y registradas localmente en parcelas de campo ubicadas en bosques primarios.

Aunque los bosques han evolucionado estando expuestos a un pequeño nivel de perturbación, el aumento de los regímenes de perturbación puede causar una degradación forestal severa y prolongada. Esto puede reducir drásticamente la riqueza de especies forestales, reducir la capacidad de almacenamiento de carbono y causar cambios significativos en la composición de especies (hacia una comunidad de plantas más generalista y menos diversa). Los bosques más susceptibles a estas perturbaciones crecen a lo largo de los márgenes sur y este más secos de la Amazonía, donde la sequía, los incendios forestales y la fragmentación ya interactúan de manera sinérgica (Morton *et al.* 2013; Alencar *et al.* 2015). Los bosques de tierras bajas (p. ej., *igapos*) también son particularmente vulnerables a algunas de estas perturbaciones, incluyendo las interacciones entre incendios y sequías (Flores *et al.* 2017). A pesar de la extensa degradación causada por las interacciones sequía-incendio en la Amazonía, aún no está claro cuánto es causado por el cambio climático en sí, dadas las complejas interacciones que involucran el cambio de uso del suelo.

Aunque los bosques perturbados por la combinación de eventos extremos pueden recuperarse eventualmente, aún no está claro cuánto tiempo llevará. Un solo evento de perturbación, como la sequía, puede matar a las especies más susceptibles y seleccionar árboles más resistentes a la sequía, lo que potencialmente puede reducir la mortalidad de los árboles en eventos sucesivos. Además, estudios previos sugieren que incluso los bosques severamente perturbados pueden recuperar algunas características previas a la perturbación (p. ej., flujos de H₂O) durante décadas (Chazdon *et al.* 2016). Sin embargo, se espera que el cambio climático aumente los riesgos de nuevas perturbaciones que afecten el área, quizás antes de que se produzca la recuperación. Si bien los niveles más altos de CO₂ atmosférico pueden facilitar la recuperación de los bosques, las perturbaciones más frecuentes darían como resultado un empobrecimiento crónico de la biomasa y la biodiversidad, especialmente en paisajes que se vuelven más fragmentados por la deforestación (ver el Capítulo 24). De hecho, a medida que cambia el clima regional, se espera que la resiliencia de los bosques disminuya (Schwalm *et al.* 2017).

Los estudios de modelaje indican que el cambio climático tendrá efectos potencialmente significativos sobre los bosques en un futuro próximo. Considerando solo los bosques primarios, el aumento de la concentración atmosférica de CO₂ teóricamente podría compensar las pérdidas en las reservas de carbono por el aumento de la temperatura. Sin embargo, estudios recientes sugieren que el efecto de fertilización con CO₂ está limitado principalmente por la disponibilidad de otros nutrientes y la diversidad de estrategias funcionales entre especies (Fleischer *et al.* 2019). La mayoría de los modelos predictivos de vegetación o Modelos del Sistema Terrestre (ESM, por sus siglas en inglés) que se utilizan para proyectar trayectorias potenciales de los bosques amazónicos son demasiado sensibles a la fertilización con CO₂, carecen de limitaciones de nutrientes adecuadas, no son muy sensibles a la variabilidad de la precipitación y carecen de perturbaciones como la mortalidad de árboles inducida por se-

quías por los incendios forestales, y efectos de borde. Otra prioridad para los modelos de vegetación dinámica es la representación de la hidrodinámica de las plantas, la distribución de agua y nutrientes debajo del suelo y la repartición de la radiación solar entre las copas de las plantas en competencia (Fisher *et al.* 2018).

Mejorar nuestra comprensión de los impactos potenciales del cambio climático en los bosques en el futuro cercano requiere un monitoreo a largo plazo, desde árboles individuales hasta todo el continente. También implica mejorar los modelos dinámicos actuales de vegetación global, que son la principal herramienta utilizada para pronosticar las posibles trayectorias de los bosques tropicales. Los ESM predicen que la Amazonía será más seca que en la actualidad, con una sensibilidad adicional exacerbada de los modelos de vegetación sobre el efecto de fertilización con CO₂ (Ahlström *et al.* 2017). Aunque estos modelos han avanzado rápidamente, este sistema extraordinariamente complejo con más de 15.000 especies de árboles aún no se ha entendido por completo. Los posibles legados de una mayor degradación de los bosques por la agravación de las perturbaciones pueden persistir durante largos períodos. Esto requiere la urgencia de identificar umbrales potencialmente catastróficos de deterioro de la salud de los bosques asociados con el aumento de las temperaturas y los cambios en los patrones de precipitación (ver el Capítulo 22).

23.1.3 Ciclo y almacenamiento del carbono

El equilibrio a largo plazo entre la absorción de carbono durante la fotosíntesis y las pérdidas de carbono durante la respiración y la mortalidad de la vegetación dicta cuánto carbono pueden almacenar los bosques amazónicos. El ecosistema amazónico maduro almacena grandes cantidades de carbono por encima y por debajo del suelo (~150–200 Gt C; ver el Capítulo 6). La producción de biomasa leñosa (tejido vegetal de vida más larga y una importante reserva de C) representa aproximadamente del 8 al 13% de la absorción fotosintética de carbono. La

mayor parte del resto se vuelve a expulsar a la atmósfera. Simultáneamente, una fracción menor se almacena como azúcares y almidón, destinados al crecimiento o al mantenimiento de procesos fisiológicos. La productividad primaria bruta total (PPB) asignada para el crecimiento (productividad primaria neta; PPN) oscila entre el 30 y el 45%, y una mayor parte de la PPN se utiliza para el incremento de la madera (39%) que para la producción de hojas (34%) y raíces finas (27%) (Malhi *et al.* 2011). Hay relativamente pocas mediciones directas de la PPN y PPB en la Amazonía. La magnitud de la PPB varía significativamente con la precipitación y el estado de los nutrientes del suelo, con los valores más altos encontrados en los bosques húmedos del noroeste del Amazonas y los valores más bajos encontrados en regiones con una estación seca prolongada (Malhi *et al.* 2015). Sin embargo, pocos estudios han cuantificado todos estos componentes de la PPN y su distribución entre los componentes del bosque.

La variabilidad espacial de la absorción de C y la productividad de los bosques amazónicos se relaciona fuertemente con los gradientes climáticos a lo largo de la cuenca. En general, la fotosíntesis es más baja en regiones con una precipitación anual total promedio < 2.000 mm y estaciones secas más largas > 3,5 meses (Guan *et al.* 2015). Las áreas húmedas extremas pueden limitar la PPB debido a la alta cobertura de nubes y la poca disponibilidad de luz (Lee *et al.* 2013). A pesar de la variabilidad en el PPB a lo largo de la Amazonía, la mayoría de los bosques primarios de gran altura promedian entre 20 y 40 MgC (megagramos de carbono o 10⁶ g)/ha por año (Malhi *et al.* 2011). La PPN puede seguir patrones espaciales similares a los de la PPB, ambas tienen diferencias comunes debido a la influencia de la respiración autótrofa en la PPN (Brando *et al.* 2019a).

Estudios recientes han demostrado que el ciclo del carbono forestal en la región está cambiando, con implicaciones importantes para este gran reservorio mundial de carbono. Hace algunas décadas, los bosques primarios de la Amazonía estaban removiendo carbono de la atmósfera a una tasa de aproxi-

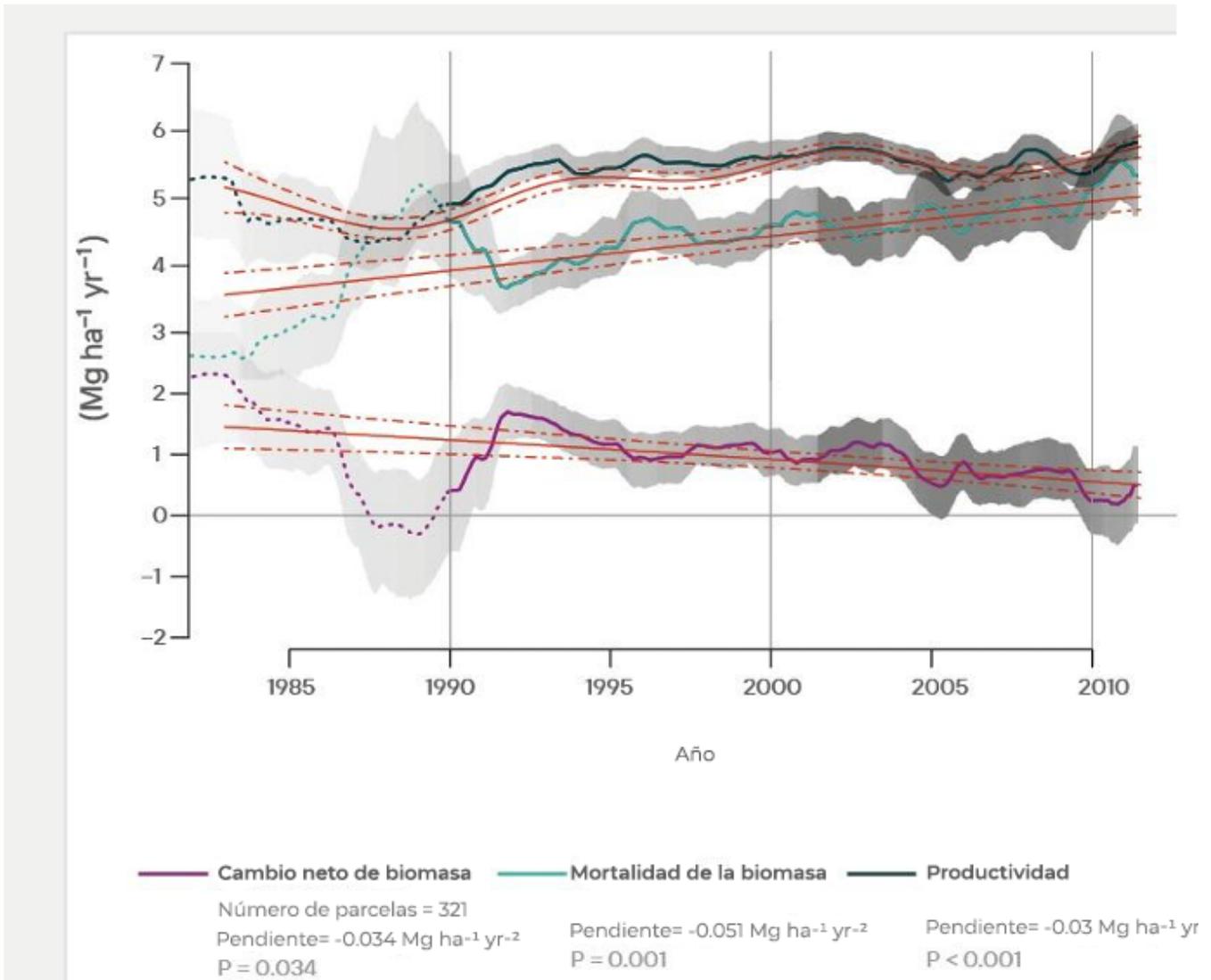


Figura 23.2 Cambios netos a largo plazo en la biomasa aérea de los bosques tropicales maduros en la Amazonía. Tendencias en productividad y mortalidad en todos los sitios desde 1985 hasta 2010. a) Cambio neto de biomasa, b) mortalidad de biomasa y c) productividad forestal. Es posible observar una disminución en el cambio neto de biomasa debido a un aumento en la mortalidad de la biomasa. Adaptado de Brien et al. 2015.

madamente 0,5 toneladas por hectárea por año (Ometto *et al.* 2005; Araujo *et al.* 2002; Chambers *et al.* 2001; Artaxo *et al.* 2021). Sin embargo, la tasa de acumulación de carbono ha disminuido drásticamente en las últimas dos décadas. Una razón importante para esta reducción son las sequías significativas que causan reducciones generalizadas en el

crecimiento de los árboles y aumentos en la mortalidad de los árboles, especialmente los más grandes y ricos en carbono, como se muestra en la Figura 23.2 (Brien *et al.* 2015; Brando *et al.* 2019a). Otra posible causa de la reducción es el aumento del CO₂ atmosférico, lo que promueve mayores tasas de renovación forestal (McDowell *et al.* 2018). Como re-

sultado combinado de estos cambios, la capacidad de acumulación de carbono de los bosques no perturbados se está debilitando tanto para la Amazonía como para África tropical, con la posibilidad de que los bosques se conviertan en fuentes globales de carbono (Hubau *et al.* 2020; Brienen *et al.* 2015; Gatti *et al.* 2021).

Dado el impacto significativo del clima (precipitación, temperatura, nubosidad) en la geografía de las reservas de carbono y la productividad de los bosques amazónicos, se espera que los cambios climáticos en curso provoquen cambios significativos en el ciclo del carbono forestal. Los cambios futuros de temperatura y precipitación, además del aumento de los eventos climáticos extremos, traerán estrés adicional (Lovejoy y Nobre 2018, 2019; Nobre *et al.* 2019; Aguiar *et al.* 2016). Aunque se estima que los bosques tropicales intactos son el sumidero de carbono más grande de la Tierra (Pan *et al.* 2011; Phillips *et al.* 2009; Ometto *et al.* 2005), la estabilidad de este sumidero es susceptible al calentamiento climático y a procesos de perturbación (Lenton *et al.* 2008). Se espera que un cambio en los regímenes de sequía reduzca la capacidad de almacenamiento de carbono de los bosques tropicales, especialmente aquellos ubicados en la parte sureste de la Cuenca. Tales cambios en las interacciones clima-bosque muy probablemente cambiarán las emisiones y los procesos atmosféricos que se han discutido en las secciones anteriores, especialmente si el cambio climático global se ve agravado regionalmente por la deforestación (Hoffmann *et al.* 2003). Los bosques quemados en la Amazonía tienen reservas de carbono un 25% más bajas de lo esperado 30 años después de los incendios, sin una mayor recuperación en la dinámica de crecimiento y mortalidad (Silva *et al.* 2018; ver también el Capítulo 19).

La Amazonía actualmente está sujeta a presiones que van mucho más allá del cambio climático (ver los Capítulos 14–21). Una amplia gama de perturbaciones severas, ya sean naturales o provocadas por el hombre, han amenazado directa o indirectamente la salud, las funciones y los servicios de los ecosistemas en la Amazonía, afectando la biodiversidad y las

funciones de almacenamiento de carbono (Trumbore *et al.* 2015). Un problema importante es que estas perturbaciones interactúan con el cambio climático global y tienen efectos potencialmente agravantes en las reservas de carbono de los bosques (ver también el Capítulo 19). En el sureste de la Amazonía, los bosques se vuelven mucho más vulnerables a los incendios a lo largo de sus bordes con campos agrícolas, durante las sequías y las olas de calor, y donde la tala elimina la cubierta vegetal. Una vez que los bosques se queman, tienden a ser perturbados más severamente por las tormentas que los bosques primarios, lo que explica por qué las reservas de carbono forestal pueden reducirse en un 90% cuando se ven afectados por estas perturbaciones (Brando *et al.* 2019b).

Desafortunadamente, las reservas de carbono de los bosques amazónicos no están amenazadas solo por las interacciones entre las perturbaciones de los bosques y el cambio climático. La deforestación también ha sido un impulsor esencial de las reducciones del almacenamiento de carbono. En las últimas tres décadas, la selva amazónica brasileña ha perdido 741.759 km² de bosques (MapBiomas 2020), lo que representa el 19% del área boscosa amazónica brasileña. La tasa anual de deforestación amazónica se redujo considerablemente de 27.772 km² a 4.571 km² por año entre 2004 y 2012, lo que demuestra que es posible y factible reducir la deforestación tropical (Figura 23.3; ver también el Capítulo 17). Desafortunadamente, de 2012 a 2020, la deforestación aumentó significativamente y la tasa anual de deforestación en 2020 fue de 10.851 km² debido a cambios en las políticas nacionales brasileñas para la región amazónica. La deforestación de 2019 en la Amazonía brasileña liberó aproximadamente 559 MtCO₂, según estimaciones del Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales de Brasil (INPE 2021), y la presión de la deforestación está aumentando las emisiones de carbono. Los bordes restantes del bosque se han vuelto mucho más inflamables y propensos a quemarse (Brando *et al.* 2020). Estas emisiones van en contra de las Contribuciones Nacionalmente Determinadas (NDC) de Brasil al Acuerdo de París, cuyo compromiso es eliminar la deforestación ilegal para 2030.

Deforestación en la Amazonia 1977-2020 en KM² por año

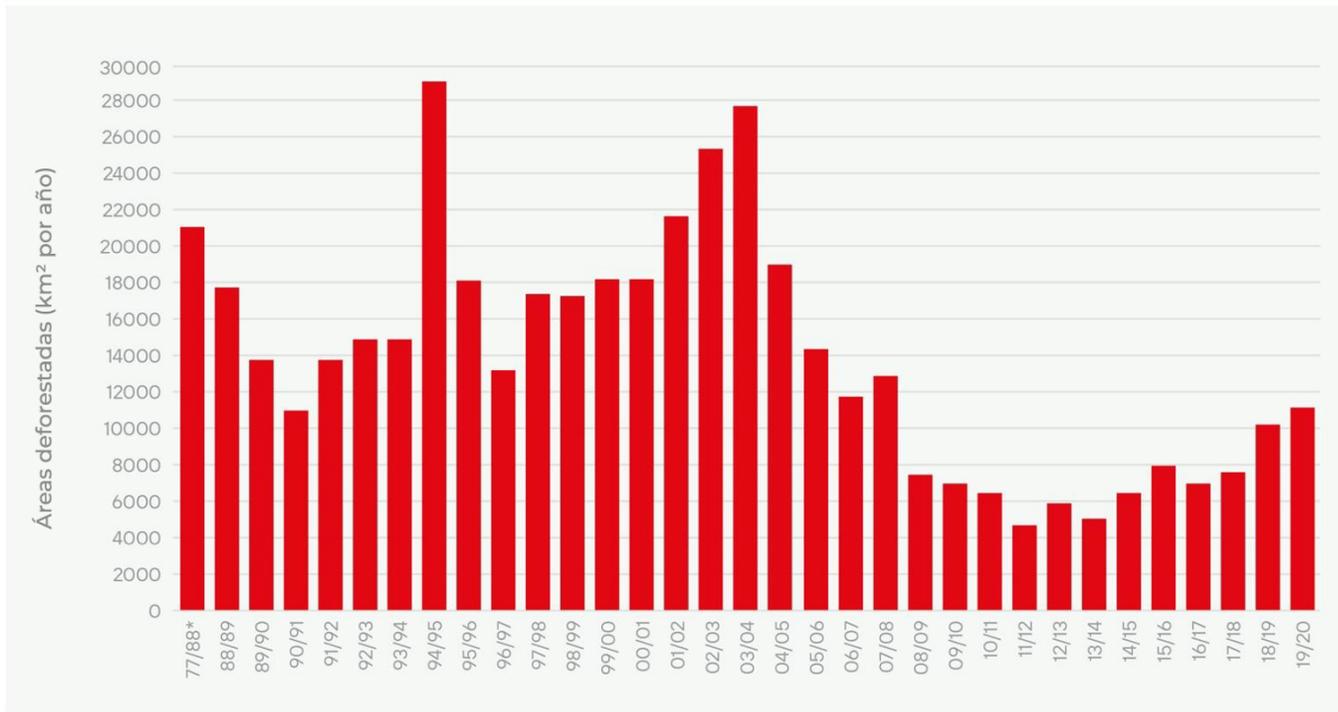


Figura 23.3 Serie temporal del área anual deforestada en la Amazonía brasileña, de 1977 a 2020. Datos del programa INPE PRODES.

Existe un debate en curso sobre el flujo neto de carbono entre los bosques amazónicos y la atmósfera cuando se considera toda la cuenca (consulte el Cuadro cruzado sobre el presupuesto de carbono de el SPA). Algunos estudios indican que la acumulación de carbono de los bosques es lo suficientemente grande como para compensar las pérdidas de carbono por perturbaciones y deforestación, mientras que otros señalan que los bosques amazónicos actúan como fuentes de carbono (p. ej., Pan *et al.* 2011; Gloor *et al.* 2012; Baccini *et al.* 2017; Schimel *et al.* 2015; Brienen *et al.* 2015). Este aparente desacuerdo se debe principalmente a que el flujo neto de carbono es la diferencia entre dos grandes flujos brutos. Las emisiones de carbono resultan principalmente de la deforestación, y la absorción de carbono se debe al crecimiento de los bosques, probablemente respaldado por la creciente concentración de CO₂ en la atmósfera.

En consecuencia, cualquier cambio en los procesos que afectan las interacciones atmósfera-biosfera puede cambiar significativamente la transferencia neta de carbono entre los bosques tropicales y la atmósfera, con repercusiones sustanciales para los niveles de CO₂ atmosférico y el clima global (Lewis 2006; Chambers y Silver 2004). En otras palabras, si se evitaran la deforestación, la degradación forestal, los incendios forestales y los efectos de borde, la absorción neta de carbono de los bosques amazónicos contribuiría mucho más eficazmente a la eliminación de carbono de la atmósfera (Houghton *et al.* 2018).

23.1.4 Impactos sobre el agua dulce

Los ecosistemas de agua dulce de la Amazonía han sido impactados por cambios en el paisaje durante su formación y evolución (ver los Capítulos 1 y 2).

Aunque sean naturales, estos cambios dejan una huella que formará parte de varios ecosistemas, y todos los organismos acuáticos están adaptados a ellos. El mayor impacto evolutivo en la historia reciente del agua dulce es la captura de ríos debido a cambios geológicos (Val *et al.* 2014). La captura de ríos es un mecanismo geomórfico de reorganización de redes por el cual una cuenca captura grandes porciones de la red de una cuenca adyacente, creando así una barrera para la dispersión de especies. Los cambios en el paisaje de los cuerpos de agua amazónicos, como la reorganización de la red de drenaje, influyen en el rango de distribución y la conectividad de la biota acuática y, por lo tanto, en su evolución (Albert *et al.* 2018). Dichos cambios naturales han ocurrido en la Amazonía desde el levantamiento andino, lo que resultó en un cambio en el paisaje y provocó la pérdida de hábitat (Wittmann y Householder 2016). La pérdida de hábitat es el principal impulsor tanto de la aparición como de la extinción de nuevas especies, siendo esta última el impacto más sustancial en los sistemas de agua dulce. Sin embargo, los impactos continuos no dan suficiente tiempo para que los conjuntos de peces, las especies o las poblaciones se recuperen o se puedan adaptar a las nuevas condiciones, lo que amenaza la persistencia de las especies en esos ecosistemas.

Las actividades humanas recientes han causado varias pérdidas de hábitat y la extinción de muchas especies en el tiempo evolutivo actual. Estos cambios están ocurriendo tan rápido que actualmente se conoce como la sexta extinción masiva (Ceballos *et al.* 2017). Además de las tasas de extinción actuales, los impactos de la minería, las centrales hidroeléctricas, la sobrepesca y la liberación de contaminantes industriales, urbanos y médicos generan efectos sinérgicos sobre la biota acuática en el paisaje de la cuenca Amazónica (ver el Capítulo 20). Como ya se mencionó, los peces del Amazonas están adaptados a condiciones extremas como pH bajo, oxígeno disuelto variable (cambios tanto espaciales como diurnos/nocturnos), y también falta periódica de oxígeno y tipos variables de agua que tienen diferentes cantidades de carbono orgánico disuelto (DOC).

La mayoría de las acciones antrópicas inducen cambios en estas características de calidad del agua, lo que resulta en aumentos de temperatura, hipoxia y acidificación. Los efectos sinérgicos de la liberación de herbicidas causan daños tisulares, celulares y en el ADN que son agudos y aún peores cuando los peces enfrentan hipoxia y temperaturas más altas (Silva *et al.* 2019; Souza *et al.* 2019).

La exposición de algunas especies, particularmente el Tambaquí (una especie modelo), a las salas climáticas construidas para imitar el escenario futuro pronosticado por el IPCC para el año 2050 reveló muchos daños y cierto grado de mortalidad en los peces sometidos a temperaturas más cálidas. La expresión génica del transcriptoma completo mostró que los genes expresados diferencialmente actúan para reajustar o adaptar la expresión de proteínas y responder a cambios en su metabolismo (Fé-Gonçalves *et al.* 2020). Es decir, o ajustan su metabolismo o mueren. Sin embargo, son pocos los estudios considerando los efectos del cambio climático en la dimensión de la biota acuática en la Amazonía. Estamos lejos de comprender cómo la compleja red de impactos causados por el ser humano en el pasado reciente modificará la biota acuática en varios niveles ecológicos y biológicos.

23.1.5 Cambio climático e hidrología

Varios factores climáticos perturban el ciclo hidrológico de la cuenca amazónica. La precipitación en la Amazonía es sensible a las variaciones estacionales e interanuales de la temperatura superficial del mar (TSM) en los océanos tropicales (Fu *et al.* 2001; Liebmann y Marengo 2001; Marengo *et al.* 2008a,b; ver también los Capítulos 5 y 22). El calentamiento del Pacífico oriental tropical durante eventos de El Niño suprime las lluvias de la estación húmeda al modificar la Circulación de Walker (Este-Oeste). Las teleconexiones a gran escala conducen a cambios simultáneos en el trópico y en el hemisferio norte, alterando el flujo de humedad hacia la Amazonía e induciendo eventos de sequía (Williams *et al.* 2005; Ronchail *et al.* 2002). Además, las variaciones en la

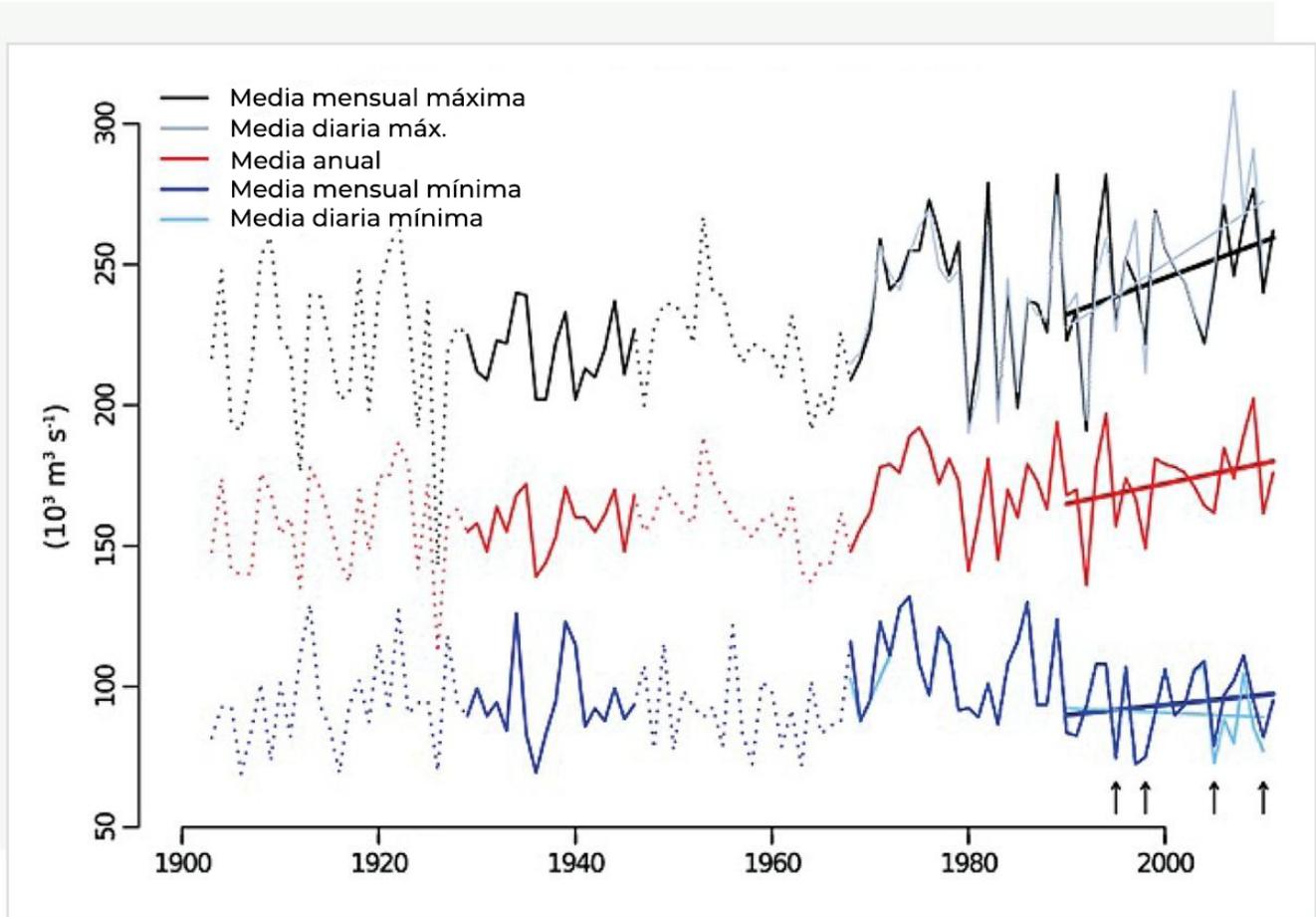


Figura 23.4 Serie temporal a largo plazo de la descarga del río Amazonas en Óbidos durante la estación seca (azul), la estación húmeda (verde) y todo el año (rojo). Fuente: Gloor et al. (2013).

precipitación amazónica también están vinculadas a la TSM en el Atlántico tropical (Liebmann y Marengo 2001). Un calentamiento del Atlántico norte tropical en relación con el sur conduce a un desplazamiento hacia el noroeste en la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y compensa el descenso de la masa de aire seco atmosférico sobre la Amazonía, a veces produciendo intensas sequías como las de 1963 y 2005 (Marengo *et al.* 2008a,b). Gloor *et al.* (2013) mostraron que la descarga del río Amazonas en Óbidos aumenta significativamente durante las estaciones seca y húmeda. Esto podría deberse a un aumento en la entrada de vapor de agua del Atlántico tropical debido al aumento sustancial de la temperatura de la superficie del mar desde la década de

1980. En la Figura 23.4 se muestra una serie temporal de la descarga del río Amazonas en Óbidos.

Las observaciones y los modelos sugieren que la deforestación a gran escala podría causar un clima más cálido y algo más seco al alterar el ciclo hidrológico regional (ver también el Capítulo 22). Resultados de modelos (Sampaio *et al.* 2007; Sampaio 2008) sugieren que si se pierde más del 40% de la extensión original de la selva amazónica, la precipitación disminuirá significativamente en la Amazonía oriental. La deforestación total podría causar que la Amazonía oriental se calentara más de 4°C, y la precipitación de julio a noviembre podría disminuir en un 40%. Fundamentalmente, estos cambios serían

adicionales a cualquier cambio resultante del aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI); la reducción de la deforestación puede compensar los impactos de los GEI. Se ha sugerido que entre el 20% y el 25% de la deforestación en toda la cuenca puede ser un punto de inflexión más allá del cual la pérdida de bosques causa impactos climáticos que provocan una mayor pérdida de bosques (ver el Capítulo 24; Sampaio *et al.* 2007).

Una pregunta clave es si existe una tendencia general a largo plazo durante las últimas décadas hacia condiciones de sequía y, de ser así, en qué medida está asociada con las emisiones de GEI y la deforestación. Li *et al.* (2008) muestran que el Índice de Precipitación Estándar (IPS), una medida de los cambios en la precipitación normalizados por la desviación estándar, sí sugiere una tendencia de sequía más generalizada en el sur de la Amazonía entre 1970 y 1999. Previamente, las tendencias estudiadas por Marengo (2009) para el período 1929-1998 sugirieron que no existió ninguna tendencia de precipitación unidireccional en toda la región amazónica. Sin embargo, se identificó una ligera tendencia negativa/positiva en la Amazonía norte/sur. Para comprender las discrepancias entre estos estudios, es necesario evaluar las escalas de tiempo en las que se analizaron los datos. Quizás, el aspecto más crítico del cambio de la precipitación natural amazónica es la variabilidad interanual e interdecadal de la precipitación. Los estudios han identificado una tendencia negativa para el sur de la Amazonía durante 1970–1999 que coincidió con la tendencia a la baja de la precipitación de mediados de la década de 1970–1998 de la variabilidad interdecadal de la precipitación en el norte de la Amazonía (Marengo 2009). Esta variabilidad decadal parece estar relacionada con las variaciones interdecadales de la TSM en el Atlántico tropical (ver el Capítulo 22).

A pesar de algunos avances en la reducción de las tasas de deforestación de 2002 a 2011, después de 2005, algunas partes de la cuenca Amazónica, como la región amazónica oriental, una zona de transición entre los entornos de selva tropical y sabana, siguen

siendo particularmente vulnerables a la conversión del uso del suelo para la agricultura (Coe *et al.* 2013). La expansión e intensificación de la agricultura (ver el Capítulo 15) cambia la forma en que la precipitación y la radiación entrantes se dividen entre los flujos de calor sensible y latente y la escorrentía (Bonan 2008; Coe *et al.* 2013; Foley *et al.* 2005; Neill *et al.* 2013). En relación con los bosques que reemplazan, los cultivos y los pastos tienen una densidad y profundidad de raíces reducidas y un índice de área foliar (LAI) más bajo. Esto disminuye la demanda de agua y la evapotranspiración (ET) (Coe *et al.* 2009, 2013; Costa *et al.* 2003; D'Almeida *et al.* 2007; Moraes *et al.* 2006; Lathuillière *et al.* 2012; Nepstad *et al.* 1994; Pongratz *et al.* 2006; Scanlon *et al.* 2007). A escala local y regional (es decir, cuencas hidrográficas de 10 a 100 000 km²), tales reducciones en la evapotranspiración conducen a un aumento de la humedad del suelo y la escorrentía (Coe *et al.* 2011, 2009; Hayhoe *et al.* 2011; Neill *et al.* 2006). A escala continental (es decir, la cuenca Amazónica), estos cambios en la cobertura del suelo pueden reducir la precipitación y disminuir la escorrentía (D'Almeida *et al.* 2007; Davidson *et al.* 2012; Stickler *et al.* 2013).

23.2 Impactos del Cambio Climático sobre los Servicios Ecosistémicos

23.2.1 Polinización y dispersión de semillas

La naturaleza en la Amazonía tiene una gran riqueza de ecosistemas y biodiversidad, que son indispensables para brindar servicios ecosistémicos en todas las escalas (Díaz *et al.* 2019). A escala de paisaje a regional, los bosques amazónicos regulan el ciclo hidrológico (Salazar *et al.* 2018), la calidad del agua y el ciclo de nutrientes, lo que apoya la biodiversidad de agua dulce y bosque (Menton *et al.* 2009). Los servicios ecosistémicos son el resultado de las interacciones entre varios componentes bióticos y abióticos, con la biodiversidad apoyando las funciones ecosistémicas que afectan la vida en el planeta (Mace *et al.* 2012). El cambio climático antropogénico es una de las principales amenazas actuales para la biodiversidad vinculada al declive de espe-

cies (Díaz *et al.* 2019). Entre las interacciones bióticas, la polinización y la dispersión de semillas juegan un papel esencial en la determinación de la diversidad y distribución de las plantas en los ecosistemas naturales (Wang y Smith 2002) y la producción agrícola. En este contexto, las abejas, aves y murciélagos que actúan como polinizadores, dispersores de semillas y controladores de plagas son cruciales (Kremen *et al.* 2007). Estos grupos son susceptibles a factores ecológicos que operan espacialmente, lo que hace que sus servicios sean muy contextuales (Kremen 2005; Mitchell *et al.* 2015).

Las aves son buenos indicadores biológicos de los impactos del cambio climático en los servicios de los ecosistemas. Su ocupación de todos los hábitats terrestres y el consumo de prácticamente todos los tipos de recursos brindan funciones y servicios ecosistémicos críticos como la polinización, la dispersión de semillas y nutrientes, la depredación y la recolección. Miranda *et al.* (2019) compilaron datos extensos de presencia de especies representativas del sureste de la Amazonía para evaluar el impacto potencial del cambio climático en los conjuntos de aves. Utilizando el Modelado de distribución de especies (MDE), analizaron cómo los diferentes escenarios de cambio climático podrían afectar el patrón de distribución de especies y las composiciones de ensamblaje. Agruparon las especies en función de su dieta principal (frugívoros, insectívoros, nectarívoros y otros) como proxy de los servicios ecosistémicos (dispersión de semillas, control de plagas y polinización). Estimaron que entre el 4% y el 19% de las especies no encontrarían un hábitat adecuado considerando toda el área de estudio. Dentro de las áreas protegidas actualmente establecidas, la pérdida de especies podría ser superior al 70%. Los resultados sugirieron que los frugívoros serían el grupo más sensible, trayendo consecuencias sobre las funciones de dispersión de semillas y la regeneración natural. Además, identificaron las partes occidental y norte del área de estudio como climáticamente estables. Al mismo tiempo, el cambio climático afectará potencialmente a los ensamblajes de aves en el sureste de la Amazonía con consecuen-

as negativas para sus funciones ecosistémicas (Miranda *et al.* 2019).

Los murciélagos también han sido asociados con cientos de especies de plantas (Kunz *et al.* 2011; Ghanem y Voigt 2012). Ocupan diferentes nichos tróficos y realizan diversas funciones en la naturaleza, actuando como polinizadores de flores (nectarívoros), dispersores de semillas (frugívoros) y controladores de plagas (insectívoros). Los murciélagos frugívoros realizan funciones de manera complementaria con las aves en los mismos hábitos tróficos, diversificando el microhábitat donde depositan las semillas, contribuyendo así con un servicio significativo al considerar la cantidad y calidad de la dispersión de propágulos (Jacomassa y Pizo 2010; Sarmiento *et al.* 2014).

Los efectos del cambio climático en la distribución de las especies de murciélagos que se encuentran en el Bosque Nacional de Carajás (oriente del Amazonas, sureste del estado de Pará, Brasil) se examinaron mediante el MDE (Costa *et al.* 2018). Los autores evaluaron 83 especies de murciélagos para identificar las especies potencialmente más sensibles a los cambios climáticos y si podrían encontrar áreas adecuadas en el área de Carajás en el futuro. Además, evaluaron las áreas prioritarias que protegen al mayor número de especies del cambio climático. Una fracción considerable (57%) de las especies analizadas no encontraría lugares adecuados en Carajás bajo los escenarios de cambio climático. Los polinizadores, los dispersores de semillas y los murciélagos más generalistas (omnívoros) serían potencialmente los más afectados y sufrirían una disminución del 28 al 36% en las áreas adecuadas en el escenario de 2070, lo que afectaría a las plantas que interactúan con los murciélagos. Según los escenarios, las áreas protegidas actuales en el estado brasileño de Pará no protegerían a la mayoría de las especies en el futuro.

Ambos estudios (Miranda *et al.* 2019 y Costa *et al.* 2018) enfatizan que el posible efecto del cambio climático y la ubicación de las áreas protegidas deben

ser considerados para las estrategias de conservación de los servicios de polinización y dispersión de semillas en el caso de un cambio climático futuro.

Además de los murciélagos y las aves, las proyecciones indican los impactos del cambio climático en la distribución de las abejas en la Amazonía, afectando la polinización de los cultivos (Giannini *et al.* 2020). Usando dos algoritmos diferentes y datos geográficamente explícitos, los análisis y proyecciones de la distribución de 216 especies que se encuentran en el Bosque Nacional Carajás mostraron que el 95% de las especies de abejas enfrentaría una disminución en su área total de ocurrencia. Solo entre el 4 y el 15% encontraría hábitats climáticamente adecuados en Carajás. Las abejas con distribuciones geográficas medias y restringidas y polinizadores de cultivos vitales experimentarían pérdidas significativamente mayores en las áreas de ocurrencia, mientras que las abejas generalistas de amplio rango permanecerían. La disminución de las especies polinizadoras de cultivos probablemente generará impactos negativos en los servicios de polinización.

El cambio climático promoverá la redistribución de la biodiversidad, y las diferencias específicas de las especies en respuesta a los cambios pueden desacoplar la distribución de las especies que interactúan. Tales efectos generalizados e indirectos del cambio climático pueden tener efectos indirectos sobre las economías y el bienestar humano. La extracción de nueces de Brasil, açai, guaraná, cacao y otros pueden ser actividades socioeconómicas críticas asociadas con productos no maderables en la Amazonía (Peres y Lake 2003; Zuidema y Boot 2002; ver también el Capítulo 30). Los efectos potenciales de la discrepancia en la distribución de la dispersión de semillas y la polinización de las nueces del Brasil fueron estudiados por Sales *et al.* (2021). Las proyecciones indicaron que los polinizadores de las nueces de Brasil perderían casi el 50% de su distribución adecuada en el futuro, lo que llevaría a una reducción de casi el 80% en el potencial de coexistencia. Se predijo que la riqueza de polinizadores locales disminuiría en un 20%, lo que podría disminuir la

redundancia de la polinización y la resiliencia a los cambios ambientales. Otro estudio señaló la magnitud de la pérdida de los servicios de dispersión de semillas por parte de los primates en función de la futura redistribución de especies. Los primates son notables dispersores de semillas, constituyendo hasta un 40% de la biomasa de frugívoros en los bosques tropicales (Chapman 1995). Las proyecciones indican contracciones promedio de 56% (23 a 100% de reducción) en las áreas aptas de los primates estudiados (Sales *et al.* 2021).

23.2.2 Ecosistemas acuáticos

Se predice que el cambio climático afectará los servicios ecosistémicos proporcionados por los ecosistemas de agua dulce, incluyendo el acceso al agua potable, la electricidad derivada de la energía hidroeléctrica, la navegación y, lo que es más importante, la pesca (Castello y Macedo 2016), la principal fuente de proteína animal y el principal motor económico en la región amazónica. El valor monetario de las pesquerías amazónicas se estima en más de USD 400 millones anuales, y solo en la Amazonía brasileña involucra a más de 200.000 pescadores (Barthem *et al.* 1997; Barthem y Goulding 2007; Duponchelle *et al.* 2021). Sin embargo, estas cifras probablemente subestiman el valor real de las pesquerías amazónicas, dado que el pescado utilizado para el consumo en los hogares de los pescadores no está incluyendo en las estadísticas de desembarque de pesquerías y porque las pesquerías a pequeña escala son altamente heterogéneas a escala natural, social y económica (Castello *et al.* 2013).

Los rendimientos de las pesquerías se ven afectados por el cambio climático de manera impredecible. Por ejemplo, durante diez años (1994-2004), la longitud del cuerpo de los peces de los ríos Amazonas central (Solimões), Madeira y Purus ha disminuido en respuesta a la intensificación de la sequía. Este cambio en el rendimiento de los peces refleja una disminución en la abundancia de peces depredadores grandes, que se compensa con el aumento del número de peces más pequeños que se alimentan

en la parte inferior de la cadena alimentaria (Fabrè *et al.* 2017). Durante el mismo período, los rendimientos de las pesquerías en el bajo río Amazonas (Óbidos, Santarém y Monte Alegre) se redujeron en un 50% en relación con los de los lagos adyacentes de llanura aluvial. Además, las especies de peces objetivo respondieron de manera diferente a los factores de estrés ambientales locales relacionados con el cambio climático, como la reducción de la descarga, la temperatura del agua elevada y el viento, pero también a los factores de estrés a escala mundial, como la temperatura de la superficie del mar y los índices climáticos relacionados con los eventos de El Niño-Oscilación del Sur (Pinaya *et al.* 2016). Calcular las pérdidas económicas debidas a las reducciones en el rendimiento de la pesca inducidas por el cambio climático es un desafío debido al escaso conocimiento sobre el rendimiento de la pesca por tipo de hábitat (p. ej., lagos inundables, bosques inundados, sabanas inundadas; Barros *et al.* 2020; Castello *et al.* 2018; Goulding *et al.* 2019) y la falta de estadísticas pesqueras confiables a largo plazo para evaluar las tendencias en toda la cuenca.

Aunque los ecosistemas acuáticos brindan muchos más servicios a las poblaciones humanas además de la pesca, la falta de cuantificación de muchos de esos servicios dificulta nuestra capacidad para estimar las pérdidas. Es probable que las sequías extremas reduzcan el acceso al agua dulce para beber y bañarse, alteren los regímenes de flujo natural, lo que a su vez afectará la navegación fluvial y el acceso a zonas de pesca, caza y cultivo fuera del cauce, y afectará los servicios culturales, incluyendo la recreación y la persistencia de lugares sagrados, generalmente ligados a los rápidos de los ríos. Por último, se esperan gradientes espaciales en los efectos del cambio climático sobre los servicios ecosistémicos, dadas las diferencias en los regímenes de flujo y patrones de precipitación a lo largo de la cuenca a medida que se avanza de norte a sur y de oeste a este (ver el Capítulo 22).

Las actividades acuícolas pueden ser consideradas un servicio ambiental cuando se realizan en estanques naturales o jaulas en los ríos. Es uno de los ser-

vicios que tienen como objetivo proteger las poblaciones de peces silvestres y aumentar la disponibilidad de proteínas para la humanidad. Sin embargo, esta actividad tiene algunos efectos adversos en los sistemas naturales de agua si no es monitoreada por especialistas. Las instalaciones de acuicultura doméstica carecen de control y regulación y pueden usar y liberar muchas sustancias tóxicas al medio ambiente natural. Aunque esta actividad se considera esencial para evitar la sobrepesca y proporciona proteínas a la población local, todavía se considera una amenaza para el medio ambiente (Silva *et al.* 2019).

23.3 Retroalimentaciones Climáticas de la Vegetación y los Cambios en el Uso del Suelo

El ecosistema amazónico se ve directamente afectado por el clima y los cambios en el uso del suelo de muchas maneras, pero también existe una retroalimentación entre estos dos procesos que puede amplificar los impactos negativos (Betts y Silva Dias 2010). La deforestación para la expansión de tierras agrícolas afecta el clima a través de cambios en el balance de energía y agua y el ciclo del carbono. Por ejemplo, los pastos y los cultivos que normalmente reemplazan a los bosques tienen una menor capacidad para reciclar el agua a través de la evapotranspiración, y el agua adicional tiende a aumentar la escorrentía. Una gran cantidad de emisiones de carbono de la deforestación del Amazonas contribuyen al aumento de los GEI atmosféricos y la temperatura a nivel mundial, que también se espera que aumenten la eficiencia del uso del agua forestal a través de la fertilización con CO₂ y reduzcan la cantidad de vapor de agua reciclada a la atmósfera. Estudios recientes han mostrado un mayor déficit de vapor en toda la Amazonía, pero aún se desconoce si se trata de una tendencia transitoria o permanente ni cómo puede afectar al bosque y generar retroalimentación a largo plazo. La ET reducida puede afectar la precipitación, pero los cambios en respuesta a la deforestación dependen de qué tan grande y dónde ocurra la misma. Por lo tanto, el impacto de la deforestación y el cambio climático en la hidrología en cualquier lugar será una función compleja de esos impactos

competitivos (Coe *et al.* 2009).

La conversión y la degradación de los bosques afectan al clima a través de dos vías. La primera es a través del ciclo del carbono. A nivel mundial, la fotosíntesis elimina casi el 30% de todas las emisiones antropogénicas mundiales de CO₂ cada año. Los bosques tropicales son la fracción más significativa de ese secuestro de carbono. Con una superficie de 7,3 millones de km², el carbono almacenado en los bosques de la Amazonía (~150-200 mil millones de toneladas de carbono almacenado en suelos y vegetación) equivale a más de diez años de emisiones globales actuales de combustibles fósiles de carbono. Más de la mitad de todas las emisiones de CO₂ de las naciones amazónicas resultan de la deforestación y la degradación, y la contribución total al contenido global de CO₂ atmosférico ha sido significativa (Global Carbon Project 2019). Solo las emisiones netas de 2003 a 2016 se estimaron en 4,7 Gt CO₂ (Walker *et al.* 2020).

El segundo mecanismo por el cual la deforestación y la degradación afectan el clima es a través del balance energético e hídrico. Los bosques tropicales tienen un albedo bajo, una evapotranspiración alta y una rugosidad alta en comparación con las tierras de cultivo y los pastos que a menudo los reemplazan (ver el Capítulo 7). Esas características controlan el clima local y, con menor fuerza, el clima global. El bajo albedo da como resultado la absorción de una fracción significativa de la radiación solar entrante y la producción de alta energía neta en el sistema forestal. Gran parte de esa energía se usa en el proceso de enfriamiento de la evapotranspiración, que generalmente es alta durante todo el año debido a la luz solar y las lluvias relativamente abundantes o la humedad almacenada en el suelo. La rugosidad superficial relativamente alta y la conductancia aerodinámica aumentan la mezcla atmosférica de ET y energía en la troposfera (Panwar *et al.* 2020). La deforestación y la degradación reducen la evapotranspiración, aumentan la temperatura superficial (eg, Silvério *et al.* 2015) y, si son lo suficientemente grandes, pueden reducir la precipitación a nivel regional (p. ej., Butt *et al.* 2011; Spracklen y Garcia-Carreras

2015; Leite-Filho *et al.* 2019). El tipo de uso del suelo que sigue a la deforestación tiene un impacto menor pero aún importante, y los cultivos tienen un impacto relativamente más significativo que los pastos (Silvério *et al.* 2015).

Las altas tasas de deforestación y degradación de los bosques han afectado la biodiversidad, la resiliencia de los bosques y el clima en las últimas décadas (Davidson *et al.* 2012). Además de la deforestación a gran escala, la Amazonía ha experimentado una gran degradación forestal, calculada en 1.036.080 km² en los últimos 30 años (Mapbiomas 2020). Para el 2018 se han perdido 870.000 km² de bosques en la Pan Amazonía (Mapbiomas 2020). Sin embargo, existe fuerte evidencia que sugiere que ocurre a la misma o más significativa escala que la deforestación (Walker *et al.* 2020).

23.3.1 Albedo superficial y balance de radiación

La deforestación para expandir la agricultura da como resultado cambios permanentes en el balance de radiación de la superficie, lo que afecta el clima a escala local y regional. Los cultivos y pastos que normalmente reemplazan a los bosques tienen sistemas de raíces superficiales y una temporada de crecimiento estacional, lo que tiende a disminuir la radiación superficial neta (R_{net}, definida como la suma de los flujos de radiación solar de onda corta y onda larga neta absorbidos por la superficie terrestre) (Coe *et al.* 2016). La reducción de R_{net} está relacionada con aumentos en el albedo de la superficie y el flujo saliente de radiación de onda larga, lo que limita la capacidad del sistema para reciclar el agua a través de la evapotranspiración. Estos cambios locales en el R_{net} y el balance hídrico alteran la circulación y acortan la temporada de lluvias (Butt *et al.* 2011; Knox *et al.* 2011), afectando la productividad de los cultivos en la frontera agrícola de las regiones del Amazonas y el Cerrado.

El albedo superficial es la relación entre la radiación reflejada y la radiación solar total incidente en el espectro de longitud de onda corta. Es el principal factor que afecta el balance de radiación terrestre y se

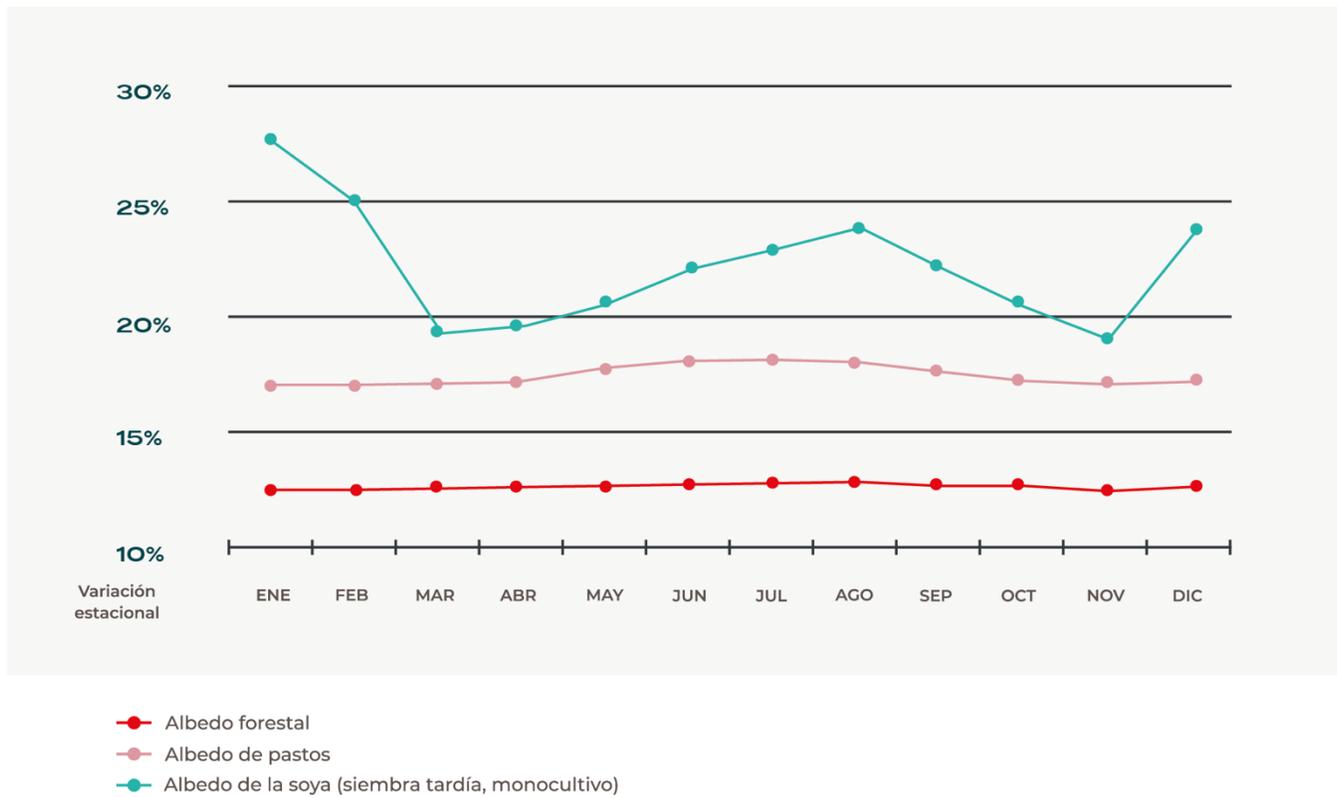


Figura 23.5 Variación estacional del albedo del bosque, pastizal y soya. Se representa una única temporada de cultivo de soya. Se puede observar un fuerte aumento en el albedo superficial cuando el bosque se cambia a pastizales o soya. Figura adaptada de Costa *et al.* (2007).

ha considerado con frecuencia en los estudios climáticos globales y regionales. Las principales fuentes identificadas de variación del albedo de la superficie terrestre son la cubierta terrestre, el ángulo de elevación solar, la humedad de la cubierta vegetal y la cubierta de nubes (Pinker *et al.* 1980; Bastable *et al.* 1993; Culf *et al.* 1995).

El albedo de diferentes coberturas terrestres tropicales se ha estudiado durante más de 40 años. Las primeras mediciones en la Amazonía durante el Experimento Micrometeorológico de la Región Amazónica (ARME) indicaron un albedo promedio de $12,3 \pm 0,2\%$ para un bosque tropical cerca de Manaus, Brasil (Shuttleworth 1984). Más tarde, durante el Estudio de Observación del Clima Amazónico Anglo Brasileño (ABRACOS), Bastable *et al.* (1993) verificaron un albedo promedio de 13,1% para el mismo

sitio y 16,3% para un potrero cercano, una diferencia de 3,2%. Sintetizando las mediciones en tres sitios de bosques amazónicos y tres sitios de pastos, Culf *et al.* (1996) encontraron albedos promedio de 13,4% y 18%, respectivamente (4,6% de diferencia).

El albedo estacional para la selva tropical, los pastos y los sistemas de cultivo de soya típicos de la Amazonía se muestran en la Figura 23.5. El albedo de la selva tropical y los pastos proviene de Culf *et al.* (1996). Los resultados señalan que el albedo del bosque es más estable a lo largo del año, presentando poca variabilidad con respecto a la elevación del sol y la humedad de las hojas y del suelo. Sin embargo, el albedo del pasto es más sensible a estos factores, mostrando una gran variabilidad durante el año. La altura de la cubierta vegetal, la densidad de la vegetación, la proporción de suelo desnudo expuesto o la

inclinación predominantemente vertical de las hojas explican la mayor variabilidad del albedo del pasto. Es importante observar la diferencia significativa entre el albedo del bosque (aproximadamente 13%) y el albedo de los pastos (17%), mientras que la soya muestra un albedo global y estacionalmente variable mucho más alto.

La variabilidad estacional del albedo de los cultivos depende de varios factores, incluyendo el sistema de cultivo adoptado (cultivo único o cultivo doble), el cultivo en sí (soya, maíz) y la fecha de siembra. Otros factores son los residuos de cultivos en el campo después de la cosecha, el albedo del suelo mismo y si el campo se ara o no antes de plantar. Aquí presentamos datos de albedo de soya de Costa *et al.* (2007), ajustado por una fecha de siembra tardía (noviembre). El albedo de la soya (solo para la temporada de crecimiento) indica un aumento del albedo a medida que crece el cultivo y una disminución del albedo a medida que el cultivo pierde hojas y se seca. Para el período entre temporadas de crecimiento, el albedo aumenta nuevamente debido a los residuos de cultivo (paja) en el suelo, disminuyendo a medida que la paja se descompone y el campo se prepara para la siembra. Aunque muchos detalles de esta curva estacional variarán de acuerdo con los factores enumerados anteriormente, el albedo de los cultivos suele ser mucho más alto que el albedo de los pastos y el albedo del bosque.

Sena *et al.* (2013) analizaron los cambios en el albedo de la superficie debido al forzamiento radiativo del cambio de uso del suelo sobre Rondonia entre 2000 y 2009. El flujo de la parte superior de la atmósfera (TOA, por sus siglas en inglés) para la profundidad óptica del aerosol (POA) = 0 (sin partículas de aerosol) para áreas forestales fue de 147 W/m², y en áreas deforestadas, este valor fue de 160 W/m². La diferencia de 13 W/m² es el forzamiento radiativo debido a un cambio en la reflectancia de la superficie del bosque a las regiones deforestadas de Rondonia. La evapotranspiración también ha cambiado significativamente, de áreas forestales a pastizales con una columna de vapor de agua de 0,35 cm más

pequeña en el pastizal. Esto es aproximadamente el 10% del vapor de agua total de la columna, un cambio muy significativo.

23.3.2 Cambios en la humedad del suelo y evapotranspiración

Más de la mitad de la precipitación en la Amazonía se transfiere a la atmósfera a través de la evapotranspiración, consumiendo mucha energía y enfriando la superficie (ver el Capítulo 5). Sin embargo, las transiciones en el uso del suelo pueden interrumpir este sistema al reducir drásticamente la evapotranspiración. Por lo tanto, los cambios en la evapotranspiración y la humedad del suelo asociados con el uso del suelo y el cambio de la cobertura del suelo, incluyendo la deforestación y la degradación, son cruciales para comprender las posibles trayectorias de la salud de los bosques amazónicos en los próximos años. Los pastizales y las tierras de cultivo que normalmente reemplazan a los bosques tienen raíces más pequeñas y no acceden a la humedad del suelo profundo ni a las aguas subterráneas y tienen una temporada de crecimiento mucho más corta que los bosques a los que reemplazan (Coe *et al.* 2016; Costa *et al.* 2007; Negrón Juárez *et al.* 2007; Pongratz *et al.* 2006). Por ejemplo, los cultivos y los pastos en el sur del Amazonas evaporan a tasas equivalentes a las de los bosques, pero solo durante 2 a 3 meses al año en el pico de la temporada de crecimiento (von Randow *et al.* 2012). Al mismo tiempo, los bosques evaporan a tasas casi máximas (>100 mm/mes) durante un máximo de 10 meses al año debido a su acceso a la abundante humedad del suelo almacenada en los 10 m superiores de la columna de suelo.

Estas diferencias tienen un profundo impacto en la distribución estacional de la evapotranspiración y el total anual. Esto ha sido ampliamente estudiado a escalas espaciales grandes y pequeñas en los entornos de la Amazonía y el Cerrado. La conversión de la vegetación nativa da como resultado una disminución en la ET media anual de aproximadamente un 30%, y durante la estación seca, esta disminución es

mucho mayor (Arantes *et al.* 2016; Lathuillière *et al.* 2012; Panday *et al.* 2015; Spera *et al.* 2016). Los cambios en la ET tienen un impacto directo en otras variables que influyen en el equilibrio del agua superficial, la humedad del suelo y el aumento del almacenamiento de agua subterránea. Este impacto puede llegar hasta un 30% a nivel local, mientras que en el flujo de la corriente puede alcanzar entre 3 y 4 veces en las corrientes de cabecera pequeñas y hasta en un 20% en los ríos muy grandes como el Tocantins/Araguaia (Coe *et al.* 2011; Hayhoe *et al.* 2011; Heerspink *et al.* 2020; Levy *et al.* 2018; Neill *et al.* 2013).

Gran parte de la precipitación en la Amazonía es el resultado de la humedad reciclada por el bosque (Salati y Vose 1984; Maeda *et al.* 2017). Por lo tanto, la disminución de la ET resultante de la deforestación afecta directamente la cantidad, la ubicación y el momento de la lluvia. Numerosos estudios observacionales y de modelos matemáticos han mostrado un vínculo claro entre la deforestación y el inicio tardío y el final más temprano de la temporada de lluvias (Butt *et al.* 2011; Debortoli *et al.* 2015; Fu *et al.* 2013). A través de la elaboración de modelos matemáticos, Li y Fu (2004) y Wright *et al.* (2017) demostraron que la evapotranspiración al aumentar la humedad en la atmósfera durante la estación seca tardía, resulta un factor crucial necesario para iniciar las lluvias. Observaron también que la iniciación se acelera entre 2 y 3 meses en comparación con las simulaciones sin ET forestal. La evidencia indica que la humedad de la estación seca en la Amazonía disminuye, lo que hace que la estación seca sea más severa (Barkhordarian *et al.* 2019). Utilizando un análisis detallado de datos de pluviómetros en el sur de la Amazonía, Leite-Filho *et al.* (2019) estiman que por cada 10% de aumento en la deforestación, el inicio de la temporada de lluvias se retrasa aproximadamente 4 días (ver también el Capítulo 22), lo que equivale a un retraso promedio de 11 a 18 días en el inicio de la temporada de lluvias en Rondônia, Brasil (Butt *et al.* 2011).

Las emisiones de GEI y la deforestación tienen efectos opuestos sobre la evapotranspiración. El au-

mento de las emisiones (y el aumento de la temperatura atmosférica asociado) tiende a aumentar la ET, mientras que la deforestación (y la conversión de tierras a la agricultura asociada) disminuye la ET. Se ha sugerido que una reducción general en el área de bosque amazónico desplazará, a gran parte de la Amazonía, a un régimen climático permanentemente más seco (Malhi *et al.* 2008). A escala anual, la ET reducida por la deforestación sólo compensa parcialmente el efecto positivo de las emisiones de GEI en la ET, lo que resulta en un aumento neto de la escorrentía para fines de este siglo. En el sureste de la Amazonía, las simulaciones de modelos con una pérdida de área forestal del 50% combinada con el cambio climático llevaron a una disminución constante de ET, que compensa los cambios positivos de ET debido solo al cambio climático. Por ejemplo, las proyecciones del modelo del balance hídrico en la cuenca del Xingu (Guimberteau *et al.* 2017) son consistentes con Panday *et al.* (2015), quienes encontraron efectos opuestos de la deforestación y los impactos de GEI durante los últimos 40 años utilizando una combinación de observaciones a largo plazo de lluvia, escorrentía y descarga.

En general, el aumento resultante de la escorrentía debido a la deforestación (es decir, las disminuciones de ET están asociadas con aumentos de la escorrentía) es consistente con otros estudios a escala local y regional (p. ej., Sterling *et al.* 2013; Rothacher 1970; Hornbeck *et al.* 2014). Por ejemplo, el aumento de la escorrentía anual en la cuenca del Xingu (+8%; Guimberteau *et al.* 2017) debido a la deforestación es del mismo orden que los resultados de Stickler *et al.* (2013), quienes encontraron un aumento de 10 a 12% en la escorrentía dado un 40% de deforestación en esta cuenca. De agosto a octubre, en las cuencas del sureste, la deforestación amplifica el efecto del cambio climático en la reducción de la ET, particularmente en el sur de la cuenca del Tapajós y en el norte de las cuencas del Madeira y Xingu, donde las áreas deforestadas son las más grandes. Por lo tanto, la deforestación contribuye al aumento de la escorrentía (+27% en el Tapajós).

En resumen, la disminución significativa inicial de

la ET iniciada por la deforestación ya ha afectado gran parte de la Amazonía, en particular el sur de la cuenca, y tiene una retroalimentación a gran escala de la precipitación. Los cambios en la hidrología en respuesta a la deforestación dependen de dónde y cuán grande sea la deforestación (Coe *et al.* 2009; Heerspink *et al.* 2020). Sin embargo, la evidencia sugiere que se puede esperar que los cambios climáticos sean de la misma escala que los cambios asociados con el aumento de los gases de efecto invernadero y la misma dirección: aumento significativo de las temperaturas, disminución de la precipitación y reducción de la duración de la temporada de lluvias.

23.4 Emisiones e Impacto de Aerosoles Biogénicos y de la Quema de Biomasa Dentro y Fuera de la Región

El ambiente amazónico está dominado por dos claras estaciones. En la estación húmeda, la atmósfera está dominada por partículas de aerosol biogénicas primarias naturales emitidas directamente por la vegetación (Prass *et al.* 2021; Whitehead *et al.* 2016; Pöschl *et al.* 2010). En la estación seca, las emisiones de la quema de biomasa tienen fuertes impactos en los ecosistemas amazónicos y las propiedades atmosféricas (Davidson *et al.* 2012; Andreae *et al.* 2004; Andreae *et al.* 2012; Andreae 2019). Las emisiones significativas de monóxido de carbono, precursores de ozono, óxidos de nitrógeno, partículas de aerosol y otros compuestos alteran significativamente la composición atmosférica en grandes áreas de América del Sur, y pueden viajar miles de kilómetros (Andreae *et al.* 2001; Freitas *et al.* 2005; Reddington *et al.* 2016). Los compuestos críticos de las emisiones forestales, como los compuestos orgánicos volátiles (COV) biogénicos, están cambiando, posiblemente asociados con temperaturas más altas (Yáñez-Serrano *et al.* 2020). Estas emisiones tienen impactos significativos en el ecosistema, incluyendo el balance de radiación, la química atmosférica y la salud humana (Forster *et al.* 2007; Artaxo *et al.* 2013; Bela *et al.* 2015; Butt *et al.* 2020). Las emisiones de incendios se calculan con el área quemada por el fuego derivada de datos de sensores remotos y factores de emisión medidos en experimentos de

campo (van Marle *et al.* 2017; Randerson *et al.* 2012). Se espera que la variabilidad climática futura aumente el riesgo y la severidad de los incendios en los bosques tropicales. En la Amazonía, la mayoría de los incendios son provocados por humanos. Una forma de evaluar la columna de aerosol en la atmósfera es observar la profundidad óptica del aerosol (POA), que expresa la cantidad total de partículas en toda la columna de aerosol. La POA se puede medir utilizando un sensor de espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS) o fotómetros solares de la red NASA AERONET.

Los impulsores de los incendios amazónicos son complejos y muy diversos (ver el Capítulo 19). La Figura 23.6 muestra una vista esquemática de la compleja relación entre los principales impulsores de incendios. Los impactos también son diversos, y las emisiones de los incendios influyen en el ciclo regional del carbono y el agua, la salud humana y la salud de los ecosistemas, además de contribuir significativamente al calentamiento global. La deforestación global es responsable del 13% de las emisiones de gases de efecto invernadero (Global Carbon Project 2020).

23.4.1 Impactos de las emisiones de la quema de biomasa sobre el balance de radiación

La alta carga de aerosoles de la quema de biomasa impacta el forzamiento radiativo directo (FRD) sobre grandes áreas en los bosques tropicales (Procópio *et al.* 2003; Eck *et al.* 2003). La distribución geográfica de FRD sigue las fuentes y el transporte de los aerosoles que queman biomasa y los impactos en áreas fuera de la región amazónica, como el centro y sur de Brasil, el norte de Argentina, Pantanal y otras regiones. Como la mayoría de los aerosoles que queman biomasa dispersan la luz solar, el impacto en la temperatura es enfriar la superficie. Las emisiones de carbono negro (un componente de aerosol absorbente) de la quema de biomasa amazónica cambia el albedo de la nieve y el hielo en los glaciares tropicales, lo que afecta el derretimiento de los glaciares andinos (Aliaga *et al.* 2021; Bianchi *et al.* 2021). El componente de carbono negro absorbe la

Incendios en la Amazonia: impulsores, tipos y retroalimentación positiva

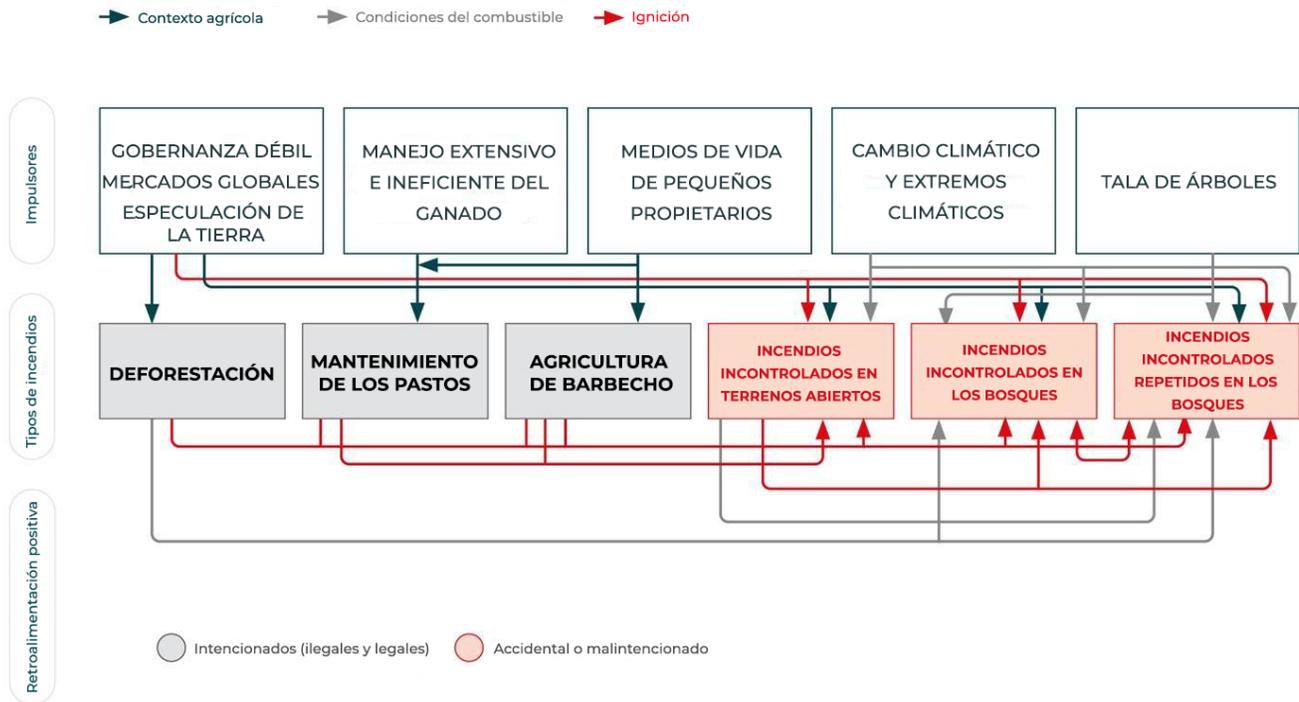


Figura 23.6 Diagrama esquemático de la compleja relación entre los principales impulsores de incendios en la Amazonía. Figura adaptada de Barlow et al. 2020.

radiación solar y tiene un efecto de calentamiento en la parte superior de la capa límite. El forzamiento radiativo superficial promedio puede llegar a -36 W/m^2 (Sena y Artaxo 2015; Reddington *et al.* 2016). Solo a modo de comparación, el forzamiento antropogénico global que impulsa el cambio climático es de $+2,3 \text{ W/m}^2$ (Boucher *et al.* 2013).

En la Figura 23.7 se muestra una serie temporal larga (2000–2021) de profundidad óptica de aerosoles en cinco sitios de la Amazonía brasileña. En la estación húmeda se observa una carga atmosférica de aerosoles muy baja, con una atmósfera muy limpia. Por otra parte, la POA se encuentra entre los valores más altos observados en todo el mundo durante la estación seca, con una variabilidad significativa de un año a otro. Esta alta variabilidad de un año a otro está parcialmente impulsada por el clima

y también por las políticas que afectan la deforestación y la quema de biomasa (Morgan *et al.* 2019).

Las nubes y los aerosoles influyen en el flujo de radiación activa fotosintética (PAR) crítica para la asimilación de carbono (Intercambio Ecosistémico Neto - IEN) por parte de los bosques. Además, la relación entre la radiación difusa y la directa está controlada por las nubes, y los aerosoles y las plantas, las cuales realizan la fotosíntesis de manera más eficiente con la radiación difusa debido a la mayor penetración de la radiación en la cubierta vegetal del bosque (Rap *et al.* 2015; Procópio *et al.* 2004). El análisis del cambio en el IEN de los datos de la torre del Experimento de Biosfera-Atmósfera a Gran Escala en Amazonía (LBA, por sus siglas en inglés) de 1999 a 2002 en Rondônia muestra un aumento del 29% en el IEN cuando el POA aumentó de 0,10 a 1,5 a 550

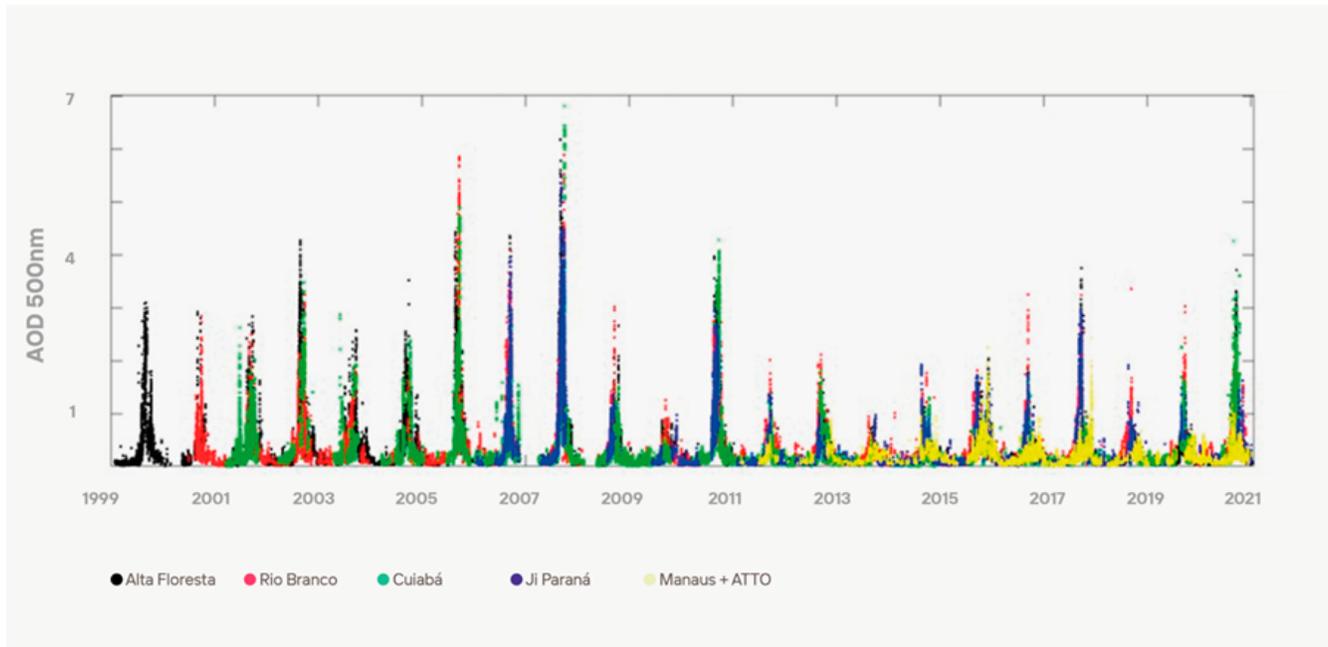


Figura 23.7 Serie de tiempo largo (2000-2021) de profundidad óptica de aerosoles (POA) en 5 sitios en la Amazonía brasileña. La variabilidad significativa de un año a otro está impulsada por el clima y las políticas públicas para reducir la deforestación y las emisiones de quema de biomasa.

nm. En Manaus (torre ZF2), el efecto del aerosol en el IEN representó un aumento del 20% en el IEN.

Una alta carga de aerosoles (POA por encima de 3 a 550 nm) o una alta cobertura de nubes conduce a reducciones en el flujo solar total y una disminución sustancial en la fotosíntesis hasta el punto en que IEN se aproxima a cero (Cirino *et al.* 2014). Los estudios de modelado a gran escala muestran resultados similares en términos de fuertes efectos de aerosoles en la absorción de carbono para la Amazonía. Las simulaciones de modelos con tres veces las emisiones de quema de biomasa de 2012 muestran aumentos significativos del 20 al 40% en la radiación superficial difusa, PPB y PPN, especialmente en agosto, en el pico de la temporada de quema de biomasa (Rap *et al.* 2015).

23.4.2 Impactos del ozono de los precursores de la quema de biomasa sobre el ecosistema

La Amazonía en la estación húmeda muestra con-

centraciones de ozono (O_3) muy bajas (<20 ppbv), y el ecosistema se ajusta a esta baja concentración de O_3 . Sin embargo, en la estación seca, se observaron valores altos de 40 a 80 ppbv a favor del viento de las columnas de quema de biomasa (Bela *et al.* 2015), con el consecuente daño a la vegetación. La quema de biomasa emite cantidades significativas de precursores de ozono, óxidos de nitrógeno (NO_x) y COV que conducen a la formación de ozono superficial viento abajo de la quema (Bela *et al.* 2015; Artaxo *et al.* 2013). El ozono troposférico es un importante contaminante del aire que causa efectos adversos en la salud humana, los cultivos y la vegetación natural (Jacobson *et al.* 2014; Reddington *et al.* 2015; Pacifico *et al.* 2015). Las simulaciones con un modelo de transporte químico global muestran que la concentración de NO_2 aumenta en 1 ppbv por década y la del ozono en 10 ppbv por década, lo que representa un aumento sustancial en ambos valores (Pope *et al.* 2020). Pacifico *et al.* (2015) utilizaron el modelo climático del sistema terrestre HadGEM2 del Reino Unido para evaluar el impacto de la quema de bio-

masa en el ozono superficial y su efecto en la vegetación. El impacto del daño por ozono de la quema de biomasa actual en la productividad de la vegetación es de aproximadamente 230 TgC año⁻¹. Este impacto del daño por ozono sobre los bosques amazónicos es del mismo orden de magnitud que la liberación de dióxido de carbono debido a los incendios en toda la región de América del Sur, lo que demuestra que el efecto es significativo. El aumento del ozono dañará aún más la vegetación natural y reducirá la fotosíntesis (Pacífico *et al.* 2015; Sitch *et al.* 2007). Esta situación conducirá a mayores reducciones en el rendimiento de los cultivos viento abajo de los incendios forestales, incluyendo a Mato Grosso y a Goiás (Brasil), con grandes áreas de agronegocios. Estos efectos combinados podrían afectar sustancialmente la vegetación natural, la agricultura y la salud pública, con una posible degradación de los servicios de los ecosistemas y pérdidas económicas. El ozono también es un importante gas de efecto invernadero, por lo que las emisiones de la quema de biomasa también contribuyen al aumento de la temperatura global y al forzamiento radiativo.

23.4.3 Impactos de las emisiones de la quema de biomasa sobre las nubes y la precipitación

Las nubes se forman a partir de tres ingredientes principales: vapor de agua, partículas de aerosol que actúan como núcleos de condensación de nubes (NCC) y condiciones termodinámicas atmosféricas (Boucher *et al.* 2013). La compleja interacción físico-química que se observa en la cuenca Amazónica incluye los procesos de formación de lluvias, ciclos diurnos, estacionales e interanuales, la organización espacial de las nubes, los mecanismos que controlan la NCC, la interacción entre la vegetación, la capa límite, las nubes y la capa superior de la troposfera (Liu *et al.* 2020). La combinación de todos estos procesos define un clima estable que produce, en promedio, una precipitación a 2,3 metros sobre el área de la cuenca Amazónica, equivalente a 14×10^6 km³ de lluvia por año. Sin embargo, estos mecanismos complejos no lineales únicos han sido modificados por las actividades humanas (Silva Dias *et al.* 2002; Pöschl *et al.* 2010). La quema de biomasa con

emisiones significativas de partículas de aerosol altera las concentraciones de NCC, cambiando la microfísica de las nubes, la vida útil de las nubes y la precipitación (Andreae *et al.* 2004). En condiciones de mucho vapor de agua, estos NCC adicionales incrementan la cantidad de gotas de tamaño reducido. Estas gotitas iniciales más pequeñas reducen la eficiencia de las gotitas para crecer hasta alcanzar un tamaño precipitable, lo que aumenta la vida útil de la nube y reduce la precipitación. El efecto de las nubes convectivas profundas es difícil de predecir debido al conocimiento insuficiente disponible sobre la microfísica de las nubes de fase mixta y de hielo (Artaxo *et al.* 2021; Machado *et al.* 2018). Las partículas de aerosol biogénicas primarias son partículas de núcleos de hielo (NH) que son necesarias para producir nubes de hielo profundas (Prenni *et al.* 2009; Schrod *et al.* 2020; Patade *et al.* 2021). Hay diferencias significativas entre las gotitas de las nubes de entornos vírgenes y contaminados que queman biomasa, como se observó en el experimento GoAmazon2014/15 (Martin *et al.* 2010; Nascimento *et al.* 2021), incluyendo las diferencias en la distribución vertical de las concentraciones del número de gotas de las nubes, especialmente en las nubes convectivas (Wendisch *et al.* 2016).

La evapotranspiración brinda una proporción significativa de la humedad atmosférica sobre la Amazonía, y se vuelve cada vez más crítica hacia la parte occidental de la cuenca (Spracklen *et al.* 2012; Molina *et al.* 2019). La deforestación y el aumento del CO₂ atmosférico reducen la evapotranspiración, la cantidad de agua disponible para la lluvia en la cuenca occidental del Amazonas, y tienen un impacto adverso en la resiliencia de la selva tropical (Zemp *et al.* 2017). Este efecto se extiende más allá de la cuenca Amazónica hacia la región del Río de la Plata, para la cual la evapotranspiración amazónica es una fuente vital de humedad (Camponogara *et al.* 2014, 2018; Zemp *et al.* 2014).

En términos de quema de biomasa, los aerosoles afectan la precipitación y la circulación del viento, donde la interacción de muchos factores dificultan establecer la causalidad a partir de estudios pura-

mente observacionales (Zhang *et al.* 2009). Los cambios en las propiedades de la superficie, la evapotranspiración, el albedo, las condiciones termodinámicas y otros parámetros dificultan la predicción de los efectos de los aerosoles en la precipitación (Artaño *et al.* 2020). Uno de los pocos estudios de observación de los impactos de la quema de biomasa en la lluvia fue realizado por Camponogara *et al.* (2014). Al combinar el Reanálisis, los datos de la Misión de Medición de Lluvias Tropicales (TRMM) y los datos de AERONET de 1999 a 2012 durante septiembre-diciembre, se derivó una relación clara entre los aerosoles y la precipitación. Los resultados muestran que las altas concentraciones de aerosol tienden a suprimir la precipitación. Se observó una reducción significativa de la precipitación en la cuenca del Plata con el aumento de los aerosoles derivados de la quema de biomasa en la Amazonía.

La falta de una red significativa de observación meteorológica en la Amazonía hace que la evaluación de los cambios en la precipitación sea bastante complicada e imprecisa. Lo mismo es cierto para una red extendida de observación de aerosoles y gases traza.

23.5 Conclusiones

No hay duda de que los impactos del cambio climático y la deforestación en la Amazonía son grandes, diversos y bien documentados. A escala local o regional, el cambio climático y el cambio antropogénico del uso del suelo ya están impactando los ecosistemas amazónicos tanto en los componentes de la biodiversidad, el ciclo del carbono, el ciclo hidrológico o la quema de biomasa. Asimismo, la deforestación está contribuyendo al cambio climático a través de las emisiones de carbono. Así, la deforestación de los bosques tropicales es responsable del 13% de las emisiones globales de CO₂ (Global Carbon Project 2020), estando Brasil, Colombia, Bolivia y Perú entre los 10 países con mayor deforestación de la región tropical. Reducir la deforestación sería la forma más rápida y económica de mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero, con muchos beneficios colaterales. Los bosques tropicales sufren un estrés significativo por el cambio climático,

en particular un aumento de la temperatura, un ciclo hidrológico alterado y un aumento de los eventos climáticos extremos. Reducir la quema de biomasa es esencial para minimizar varios aspectos negativos asociados con las altas concentraciones de aerosoles, ozono, monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno en grandes áreas de América del Sur. Los tres efectos principales del cambio climático en los sistemas acuáticos (tanto marinos como de agua dulce) son el calentamiento de los océanos y las cuencas hidrográficas, la acidificación y la pérdida de oxígeno. Si consideramos solo estos efectos, podemos esperar pérdida de hábitat, cambios en la migración de peces, perturbaciones en el tamaño de sus poblaciones y en su distribución espacial. Estos son los principales impactos que el cambio climático provocará en la biota de los sistemas acuáticos. Otros efectos pueden ser la pérdida de biodiversidad en sistemas de agua continentales o marinos. Se espera la pérdida de biodiversidad no solo por la deforestación directa, sino también por las diferentes sensibilidades de las especies de plantas al aumento de la temperatura y la reducción de la precipitación. Es importante enfatizar que además de reducir la deforestación en las regiones tropicales, también es fundamental reducir el uso de combustibles fósiles para reducir la tasa de cambio climático.

23.6 Recomendaciones

- Se necesita una red integral de observatorios ambientales amazónicos y un sistema para compartir datos comparables para detectar cambios en los ecosistemas terrestres, de agua dulce y estuarios.
- Se necesitan estudios más integrados sobre la pérdida de biodiversidad y el cambio climático, así como la resiliencia de las especies.
- Es necesario considerar el posible efecto del cambio climático y la ubicación de las áreas protegidas para las estrategias de conservación, teniendo en cuenta los servicios de polinización y dispersión de semillas.
- Más estudios sobre las retroalimentaciones entre el cambio climático y el funcionamiento del ecosistema amazónico son cruciales y deben ser me-

por conocidos y cuantificados, especialmente en el caso de carbono y vapor de agua.

- Es necesario realizar estudios sobre el balance hídrico de toda la cuenca considerando la evapotranspiración, los ríos atmosféricos (Capítulo 7) y todos los componentes del balance hídrico en la Amazonía.
- Se necesitan estudios sobre la resiliencia de los ecosistemas y las especies ante el aumento de las temperaturas y la reducción del suministro de agua.
- Además de reducir la deforestación, también es fundamental reducir la quema de combustibles fósiles, que es la principal causa del cambio climático.
- Se necesitan estudios de paleoclima para investigar las variaciones climáticas pasadas para ayudar a comprender la variabilidad climática natural y comprender mejor el papel histórico de los humanos en la configuración del paisaje en varias escalas de tiempo.

23.7 Referencias

- Aguiar LMS, Bernard E, Ribeiro V, *et al.* 2016. Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. *Glob Ecol Conserv* **5**: 22–33.
- Ahlström A, Canadell JG, Schurgers G, *et al.* 2017. Hydrologic resilience and Amazon productivity. *Nat Commun* **8**: 387.
- Albert JS, Val P, and Hoorn C. 2018. The changing course of the Amazon River in the Neogene: center stage for Neotropical diversification. *Neotrop Ichthyol* **16**.
- Alencar AA, Brando PM, Asner GP, and Putz FE. 2015. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. *Ecol Appl* **25**: 1493–505.
- Aliaga D, Sinclair VA, Andrade M, *et al.* 2021. Identifying source regions of air masses sampled at the tropical high-altitude site of Chacaltaya using WRF-FLEXPART and cluster analysis. *Atmos Chem Phys Discuss* **2021**: 1–32.
- Almeida-Val VMF and Hochachka PW. 1995. Air-breathing fishes: Metabolic biochemistry of the first diving vertebrates. Amsterdam – the Netherlands: Elsevier.
- Andreae MO. 2019. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning – an updated assessment. *Atmos Chem Phys* **19**: 8523–46.
- Andreae MO, Artaxo P, Beck V, *et al.* 2012. Carbon monoxide and related trace gases and aerosols over the Amazon Basin during the wet and dry seasons. *Atmos Chem Phys* **12**: 6041–65.
- Andreae MO, Artaxo P, Fischer H, *et al.* 2001. Transport of biomass burning smoke to the upper troposphere by deep convection in the equatorial region. *Geophys Res Lett* **28**: 951–4.
- Andreae MO, Rosenfeld D, Artaxo P, *et al.* 2004. Smoking Rain Clouds over the Amazon. *Science* **303**: 1337–42.
- Anhuf D, Ledru M-P, Behling H, *et al.* 2006. Paleo-environmental change in Amazonian and African rainforest during the LGM. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* **239**: 510–27.
- Arantes AE, Ferreira LG, and Coe MT. 2016. The seasonal carbon and water balances of the Cerrado environment of Brazil: Past, present, and future influences of land cover and land use. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* **117**: 66–78.
- Araújo AC. 2002. Comparative measurements of carbon dioxide fluxes from two nearby towers in a central Amazonian rainforest: The Manaus LBA site. *J Geophys Res* **107**: 8090.
- Artaxo P, Doerffer R, Consult B, *et al.* 2020. Atmospheric Correction of Satellite Ocean-Color Imagery During the PACE Era. In: From the Satellite to the Earth's Surface: Studies Relevant to NASA's Plankton, Aerosol, Cloud, Ocean Ecosystems (PACE) Mission. Frontiers Media SA.
- Artaxo P, Hansson H-C, Andreae M, and *et al.* 2021. Tropical and Boreal Forest – Atmosphere Interactions: A Review. *Tellus-B (In Press)*.
- Artaxo P, Rizzo L V, Brito JF, *et al.* 2013. Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions. *Faraday Discuss* **165**: 203.
- Baccini A, Walker W, Carvalho L, *et al.* 2017. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science* **358**: 230–4.
- Barkhordarian A, Saatchi SS, Behrangi A, *et al.* 2019. A Recent Systematic Increase in Vapor Pressure Deficit over Tropical South America. *Sci Rep* **9**: 15331.
- Barlow J, Berenguer E, Carmenta R, and França F. 2020. Clarifying Amazonia's burning crisis. *Glob Chang Biol* **26**: 319–21.
- Barros D de F, Petreire M, Lecours V, *et al.* 2020. Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in the Amazon. *Fish Res* **230**: 105643.
- Barthem RB, Petreire M, Isaac VJ, *et al.* 1997. The fisheries in the Amazon: Problems and perspectives for its management. *Conserv Manag Wildl Brazil*: 173–84.
- Barthem RB, Goulding M, Leite RG, *et al.* 2017. Goliath catfish spawning in the far western Amazon confirmed by the distribution of mature adults, drifting larvae and migrating juveniles. *Sci Rep* **7**: 1–13.
- Barthem R and Goulding M. 2007. An unexpected ecosystem: the Amazon as revealed by fisheries. Lima, Peru: Gráfico Biblos and Missouri Botanical Garden.
- Bastable HG, Shuttleworth WJ, Dallarosa RLG, *et al.* 1993. Observations of climate, albedo, and surface radiation over cleared and undisturbed amazonian forest. *Int J Climatol* **13**: 783–96.
- Bela MM, Longo KM, Freitas SR, *et al.* 2015. Ozone production and transport over the Amazon Basin during the dry-to-wet and wet-to-dry transition seasons. *Atmos Chem Phys* **15**: 757–82.
- Betts AK and Silva Dias MAF. 2010. Progress in understanding land-surface-atmosphere coupling from LBA research. *J Adv Model Earth Syst* **2**: 6.
- Bianchi F, Sinclair VA, Aliaga D, *et al.* 2021. The SALTENA experiment: Comprehensive observations of aerosol sources, formation and processes in the South American Andes. *Bull Am Meteorol Soc*: 1–46.
- Bodmer R, Mayor P, Antunez M, *et al.* 2018. Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods

- and drought. *Conserv Biol* **32**: 333–44.
- Bonan GB. 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science* **320**: 1444–9.
- Boucher O, Randall D, Artaxo P, *et al.* 2013. Clouds and Aerosols. In: Stocker, TF Qin, D, Plattner, G-K *et al.* (Ed). Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press.
- Brando PM, Paolucci L, Ummenhofer CC, *et al.* 2019a. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu Rev Earth Planet Sci* **47**: 555–81.
- Brando PM, Silvério D, Maracahipes-Santos L, *et al.* 2019b. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO₂ and H₂O fluxes. *Glob Chang Biol* **25**: 2855–68.
- Brando P, Macedo M, Silvério D, *et al.* 2020. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora* **268**: 151609.
- Brauner CJ and Val AL. 1996. The interaction between O₂ and CO₂ exchange in the obligate air-breather, *Arapaima gigas* and the facultative air-breather *Lipossarcus pardalis*. *Abstr Book*, pg 34.
- Braz-Mota S and Almeida-Val VMF. 2021. Ecological adaptations of Amazonian fishes acquired during evolution under environmental variations in dissolved oxygen: A review of responses to hypoxia in fishes, featuring the hypoxia-tolerant *Astronotus* spp. *J Exp Zool Part A Ecol Integr Physiol* **335**: 771–86.
- Brienen RJW, Phillips OL, Feldpausch TR, *et al.* 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* **519**: 344–8.
- Butt EW, Conibear L, Reddington CL, *et al.* 2020. Large air quality and human health impacts due to Amazon forest and vegetation fires. *Environ Res Commun* **2**: 95001.
- Butt N, Oliveira PA de, and Costa MH. 2011. Evidence that deforestation affects the onset of the rainy season in Rondonia, Brazil. *J Geophys Res* **116**: D11120.
- Camponogara G, Silva Dias MAF, and Carrió GG. 2014. Relationship between Amazon biomass burning aerosols and rainfall over the La Plata Basin. *Atmos Chem Phys* **14**: 4397–407.
- Camponogara G, Silva Dias MA da, and Carrió GG. 2018. Biomass burning CCN enhance the dynamics of a mesoscale convective system over the La Plata Basin: a numerical approach. *Atmos Chem Phys* **18**: 2081–96.
- Campos DF, Val AL, and Almeida-Val VMF. 2018. The influence of lifestyle and swimming behavior on metabolic rate and thermal tolerance of twelve Amazon forest stream fish species. *J Therm Biol* **72**: 148–54.
- 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 and Macedo MN. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Chang Biol* **22**: 990–1007.
- Castello L, McGrath DG, Arantes CC, and Almeida OT. 2013. Accounting for heterogeneity in small-scale fisheries management: The Amazon case. *Mar Policy* **38**: 557–65.
- Castro JS, Braz-Mota S, Campos DF, *et al.* 2020. High Temperature, pH, and Hypoxia Cause Oxidative Stress and Impair the Spermatic Performance of the Amazon Fish *Colossoma macropomum*. *Front Physiol* **11**.
- Ceballos G, Ehrlich PR, and Dirzo R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc Natl Acad Sci* **114**: E6089–96.
- Chambers JQ, Higuchi N, Tribuzy ES, and Trumbore SE. 2001. Carbon sink for a century. *Nature* **410**.
- Chambers JQ and Silver WL. 2004. Some aspects of ecophysiological and biogeochemical responses of tropical forests to atmospheric change (Y Malhi and OL Phillips, Eds). *Philos Trans R Soc London Ser B Biol Sci* **359**: 463–76.
- Chapman CA. 1995. Primate seed dispersal: Coevolution and conservation implications. *Evol Anthropol Issues, News, Rev* **4**: 74–82.
- Chazdon RL, Broadbent EN, Rozendaal DMA, *et al.* 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci Adv* **2**: e1501639.
- Cheng H, Sinha A, Cruz FW, *et al.* 2013. Climate change patterns in Amazonia and biodiversity. *Nat Commun* **4**: 1411.
- Cirino GG, Souza RAF, Adams DK, and Artaxo P. 2014. The effect of atmospheric aerosol particles and clouds on net ecosystem exchange in the Amazon. *Atmos Chem Phys* **14**: 6523–43.
- Coe MT, Latrubesse EM, Ferreira ME, and Amsler ML. 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry* **105**: 119–31.
- Coe MT, Costa MH, and 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. *J Hydrol* **369**: 165–74.
- Coe MT, Macedo MN, Brando PM, *et al.* 2016. The Hydrology and Energy Balance of the Amazon Basin. In: Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin: 35–53.
- Coe MT, Marthews TR, Costa MH, *et al.* 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120155.
- Colwell RK, Brehm G, Cardelús CL, *et al.* 2008. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science* **322**: 258–61.
- Cordeiro RC, Turcq B, Moreira LS, *et al.* 2014. Palaeofires in Amazon: Interplay between land use change and palaeoclimatic events. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* **415**.
- Correia GB, Siqueira-Souza FK, and Freitas CE de C. 2015. Intra- and inter-annual changes in the condition factors of three Curimatidae detritivores from Amazonian floodplain lakes. *Biota Neotrop* **15**.
- Costa MH, Yanagi SNM, Souza PJOP, *et al.* 2007. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. *Geophys Res Lett* **34**: L07706.
- Costa MH, Botta A, and Cardille JA. 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *J Hydrol* **283**: 206–17.

- Costa WF, Ribeiro M, Saraiva AM, *et al.* 2018. Bat diversity in Carajás National Forest (Eastern Amazon) and potential impacts on ecosystem services under climate change. *Biol Conserv* **218**: 200–10.
- Culf AD, Esteves JL, Marques Filho O, and Rocha HR da. 1996. Radiation, temperature and humidity over forest and pasture in Amazonia. In: Amazonian Deforestation and Climate. John Wiley and Sons.
- Culf AD, Fisch G, and Hodnett MG. 1995. The Albedo of Amazonian Forest and Ranch Land. *J Clim* **8**: 1544–54.
- D’Almeida C, Vörösmarty CJ, Hurtt GC, *et al.* 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *Int J Climatol* **27**: 633–47.
- Davidson EA, Araújo AC de, Artaxo P, *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**: 321–8.
- Debortoli N, Dubreuil V, Funatsu B, *et al.* 2015. Rainfall patterns in the Southern Amazon: a chronological perspective (1971–2010). *Clim Change* **132**: 251–64.
- Díaz S, Settele J, Brondízio E, *et al.* 2019. IPBES Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany.
- Duponchelle F, Isaac VJ, Rodrigues Da Costa Doria C, *et al.* 2021. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **31**: 1087–105.
- Eck TF, Holben BN, Ward DE, *et al.* 2003. Variability of biomass burning aerosol optical characteristics in southern Africa during the SAFARI 2000 dry season campaign and a comparison of single scattering albedo estimates from radiometric measurements. *J Geophys Res Atmos* **108**: n/a-n/a.
- Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, *et al.* 2019. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Glob Chang Biol* **25**: 39–56.
- Fabrè NN, Castello L, Isaac VJ, and Batista VS. 2017. Fishing and drought effects on fish assemblages of the central Amazon Basin. *Fish Res* **188**: 157–65.
- Fe-Gonçalves LMF, Silva M de NP da, Val AL, and Almeida-Val VMF de. 2018. Differential survivorship of congeneric ornamental fishes under forecasted climate changes are related to anaerobic potential. *Genet Mol Biol* **41**: 107–18.
- Fé-Gonçalves LM, Araújo JDA, Santos CH dos A dos, and Almeida-Val VMF de. 2020. Transcriptomic evidences of local thermal adaptation for the native fish *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818). *Genet Mol Biol* **43**.
- Fisher RA, Koven CD, Anderegg WRL, *et al.* 2018. Vegetation demographics in Earth System Models: A review of progress and priorities. *Glob Chang Biol* **24**: 35–54.
- Fleischer K, Rammig A, Kauwe MG De, *et al.* 2019. Amazon forest response to CO₂ fertilization dependent on plant phosphorus acquisition. *Nat Geosci* **12**: 736–41.
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, *et al.* 2017. Floodplains as an Achilles’ heel of Amazonian forest resilience. *Proc Natl Acad Sci U S A* **114**.
- Foley JA, Defries R, Asner GP, *et al.* 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* **309**: 570–4.
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, *et al.* 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon, S Qin, D Manning M (Ed). Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.: Cambridge University Press.
- Freitas CCE de, Rivas AAF, Campos PC, *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. InTech.
- Freitas SR, Longo KM, Silva Dias MAF, *et al.* 2005. Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. *Environ Fluid Mech* **5**: 135–67.
- Fu R, Yin L, Li W, *et al.* 2013. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. *Proc Natl Acad Sci* **110**: 18110–5.
- Fu R, Dickinson RE, Chen M, and Wang H. 2001. How Do Tropical Sea Surface Temperatures Influence the Seasonal Distribution of Precipitation in the Equatorial Amazon? *J Clim* **14**: 4003–26.
- Gatti L V., Basso LS, Miller JB, *et al.* 2021. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* **595**: 388–93.
- Ghanem SJ and Voigt CC. 2012. Increasing Awareness of Ecosystem Services Provided by Bats. *Advances in the Study of Behavior* **44**: 279–302.
- Giannini TC, Costa WF, Borges RC, *et al.* 2020. Climate change in the Eastern Amazon: crop-pollinator and occurrence-restricted bees are potentially more affected. *Reg Environ Chang* **20**: 9.
- Global Carbon Project. 2020. Global Carbon Budget. Available at: <https://www.globalcarbonproject.org/carbonbudget/index.htm>.
- Global Carbon Budget. 2019. Carbon budget and trends 2019. (P Friedlingstein, MW Jones, M O’Sullivan, *et al.* Eds).
- Gloor M, Brienen RJW, Galbraith D, *et al.* 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophys Res Lett* **40**: 1729–33.
- Gloor M, Gatti L, Brienen R, *et al.* 2012. The carbon balance of South America: a review of the status, decadal trends and main determinants. *Biogeosciences* **9**: 5407–30.
- Gomes VHF, Vieira ICG, Salomão RP, and Steege H ter. 2019. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nat Clim Chang* **9**: 547–53.
- Gonzalez RJ, Wilson RW, Wood CM, *et al.* 2002. Diverse Strategies for Ion Regulation in Fish Collected from the Ion-Poor, Acidic Rio Negro. *Physiol Biochem Zool* **75**: 37–47.
- Goulding M, Venticinque E, Ribeiro ML de B, *et al.* 2019. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish Fish* **20**: 138–58.
- Guan K, Pan M, Li H, *et al.* 2015. Photosynthetic seasonality of global tropical forests constrained by hydroclimate. *Nat Geosci* **8**: 284–9.
- Guimberteau M, Ciais P, Ducharne A, *et al.* 2017. Impacts of future deforestation and climate change on the hydrology of the Amazon Basin: a multi-model analysis with a new set of land-cover change scenarios. *Hydrol Earth Syst Sci* **21**: 1455–75.
- Hayhoe SJ, Neill C, Porder S, *et al.* 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Glob Chang Biol* **17**: 1821–

- 33.
- Heerspink BP, Kendall AD, Coe MT, and Hyndman DW. 2020. Trends in streamflow, evapotranspiration, and groundwater storage across the Amazon Basin linked to changing precipitation and land cover. *J Hydrol Reg Stud* **32**: 100755.
- Herrera-R GA, Oberdorff T, Anderson EP, et al. 2020. The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. *Glob Chang Biol* **26**: 5509–23.
- Hoffmann WA. 2003. Regional feedbacks among fire, climate, and tropical deforestation. *J Geophys Res* **108**: 4721.
- Hoorn C, Wesselingh FP, Steege H ter, et al. 2010. Amazonia Through Time: Andean Uplift, Climate Change, Landscape Evolution, and Biodiversity. *Science* **330**: 927–31.
- Hornbeck JW, Bailey AS, Eagar C, and Campbell JL. 2014. Comparisons with Results from the Hubbard Brook Experimental Forest in the Northern Appalachians. In: Swank, Wayne T.; Webster, Jackson R., comps., eds. Long-Term Response a For Watershed Ecosyst Clear South Appalachians. Oxford University Press: 213–228.
- Houghton RA, Baccini A, and Walker WS. 2018. Where is the residual terrestrial carbon sink? *Glob Chang Biol* **24**: 3277–9.
- Hubau W, Lewis SL, Phillips OL, et al. 2020. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature* **579**: 80–7.
- INPE. 2021. INPE Emission Model <http://inpe-em.ccst.inpe.br/en/home/>. Viewed 3 Nov 2021.
- Jacobson L da SV, Hacon S de S, Castro HA de, et al. 2014. Acute Effects of Particulate Matter and Black Carbon from Seasonal Fires on Peak Expiratory Flow of Schoolchildren in the Brazilian Amazon (Q Sun, Ed). *PLoS One* **9**: e104177.
- Jacomassa FAF and Pizo MA. 2010. Birds and bats diverge in the qualitative and quantitative components of seed dispersal of a pioneer tree. *Acta Oecologica* **36**: 493–6.
- Knox R, Bisht G, Wang J, and Bras R. 2011. Precipitation Variability over the Forest-to-Nonforest Transition in Southwestern Amazonia. *J Clim* **24**: 2368–77.
- Kremen C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol Lett* **8**: 468–79.
- Kremen C, Williams NM, Aizen MA, et al. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett* **10**: 299–314.
- Kunz TH, Braun de Torrez E, Bauer D, et al. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann NY Acad Sci* **1223**: 1–38.
- Lathuillière MJ, Johnson MS, and Donner SD. 2012. Water use by terrestrial ecosystems: temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. *Environ Res Lett* **7**: 024024.
- Lawler JJ, Shafer SL, White D, et al. 2009. Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology* **90**: 588–97.
- Lee J-E, Frankenberg C, Tol C van der, et al. 2013. Forest productivity and water stress in Amazonia: observations from GO-SAT chlorophyll fluorescence. *Proc R Soc B Biol Sci* **280**: 20130171.
- Leite-Filho AT, Sousa Pontes VY, and Costa MH. 2019. Effects of Deforestation on the Onset of the Rainy Season and the Duration of Dry Spells in Southern Amazonia. *J Geophys Res Atmos* **124**: 5268–81.
- Lenton TM, Held H, Kriegler E, et al. 2008. Tipping elements in the Earth's climate system. *PNAS*, 105, 1786–1793.
- Levy MC, Lopes AV, Cohn A, et al. 2018. Land Use Change Increases Streamflow Across the Arc of Deforestation in Brazil. *Geophys Res Lett* **45**: 3520–30.
- Lewis SL. 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **361**: 195–210.
- Li W and Fu R. 2004. Transition of the Large-Scale Atmospheric and Land Surface Conditions from the Dry to the Wet Season over Amazonia as Diagnosed by the ECMWF Re-Analysis. *J Clim* **17**: 2637–51.
- Li W, Fu R, Juárez RIN, and Fernandes K. 2008. Observed change of the standardized precipitation index, its potential cause and implications to future climate change in the Amazon region. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1767–72.
- Liebmann B and Marengo J. 2001. Interannual Variability of the Rainy Season and Rainfall in the Brazilian Amazon Basin. *J Clim* **14**: 4308–18.
- Liu L, Cheng Y, Wang S, et al. 2020. Impact of biomass burning aerosols on radiation, clouds, and precipitation over the Amazon: relative importance of aerosol–cloud and aerosol–radiation interactions. *Atmos Chem Phys* **20**: 13283–301.
- Lopes IG, Araújo-Dairiki TB, Kojima JT, et al. 2018. Predicted 2100 climate scenarios affects growth and skeletal development of tambaqui (*Colossoma macropomum*) larvae. *Ecol Evol* **8**: 10039–48.
- Lovejoy TE and Nobre C. 2018. Amazon Tipping Point. *Sci Adv* **4**.
- Lovejoy TE and Nobre C. 2019. Amazon tipping point: Last chance for action. *Sci Adv* **5**.
- Mace GM, Norris K, and Fitter AH. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol Evol* **27**: 19–26.
- Machado LAT, Calheiros AJP, Biscaro T, et al. 2018. Overview: Precipitation characteristics and sensitivities to environmental conditions during GoAmazon2014/5 and ACRIDICON-CHUVA. *Atmos Chem Phys* **18**: 6461–82.
- Maeda EE, Ma X, Wagner FH, et al. 2017. Evapotranspiration seasonality across the Amazon Basin. *Earth Syst Dyn* **8**: 439–54.
- Maezumi SY, Alves D, Robinson M, et al. 2018. The legacy of 4,500 years of polyculture agroforestry in the eastern Amazon. *Nat Plants* **4**: 540–7.
- Maksic J, Shimizu MH, Oliveira GS de, et al. 2019. Simulation of the Holocene climate over South America and impacts on the vegetation. *The Holocene* **29**: 287–99.
- Malhi Y, Doughty CE, Goldsmith GR, et al. 2015. The linkages between photosynthesis, productivity, growth and biomass in lowland Amazonian forests. *Glob Chang Biol* **21**: 2283–95.
- Malhi Y, Doughty C, and Galbraith D. 2011. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **366**: 3225–45.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, et al. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* **319**: 169–72.
- MapBiomass. 2020. MapBiomass Amazonia v2.0. <https://amazonia.mapbiomas.org/>

- Marengo JA. 2009. Long-term trends and cycles in the hydrometeorology of the Amazon basin since the late 1920s. *Hydrol Process* **23**: 3236–44.
- Marengo J, Nobre C, Tomasella J, et al. 2008a. Hydro-climatic and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1773–8.
- Marengo JA, Nobre CA, Tomasella J, et al. 2008b. The Drought of Amazonia in 2005. *J Clim* **21**: 495–516.
- Marengo JA and Espinoza JC. 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *Int J Climatol* **36**: 1033–50.
- Martin ST, Andreae MO, Artaxo P, et al. 2010. Sources and properties of Amazonian aerosol particles. *Rev Geophys* **48**.
- McDowell N, Allen CD, Anderson-Teixeira K, et al. 2018. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytol* **219**: 851–69.
- Menton MCS, Merry FD, Lawrence A, and Brown N. 2009. Company-Community Logging Contracts in Amazonian Settlements: Impacts on Livelihoods and NTFP Harvests. *Ecol Soc* **14**: art39.
- Miranda LS, Imperatriz-Fonseca VL, and Giannini TC. 2019. Climate change impact on ecosystem functions provided by birds in southeastern Amazonia (F Rigal, Ed). *PLoS One* **14**: e0215229.
- Mitchell MGE, Bennett EM, and Gonzalez A. 2015. Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. *Environ Res Lett* **10**.
- Molina RD, Salazar JF, Martínez JA, et al. 2019. Forest-Induced Exponential Growth of Precipitation Along Climatological Wind Streamlines Over the Amazon. *J Geophys Res Atmos* **124**: 2589–99.
- Moraes JM de, Schuler AE, Dunne T, et al. 2006. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. *Hydrol Process* **20**: 2509–26.
- Morgan WT, Darbyshire E, Spracklen DV, et al. 2019. Non-deforestation drivers of fires are increasingly important sources of aerosol and carbon dioxide emissions across Amazonia. *Sci Rep* **9**: 16975.
- Morton DC, Page Y Le, DeFries R, et al. 2013. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120163.
- Nakićenović N and Swart R. 2000. Special Report on Emissions Scenarios. A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. ISBN 0 521 80081 1.
- Nascimento JP, Bela MM, Meller BB, et al. 2021. Aerosols from anthropogenic and biogenic sources and their interactions – modeling aerosol formation, optical properties, and impacts over the central Amazon basin. *Atmos Chem Phys* **21**: 6755–79.
- Negrón Juárez RIN, Hodnett MG, Fu R, et al. 2007. Control of Dry Season Evapotranspiration over the Amazonian Forest as Inferred from Observations at a Southern Amazon Forest Site. *J Clim* **20**: 2827–39.
- Neill C, Coe MT, Riskin SH, et al. 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120425.
- Neill C, Elsenbeer H, Krusche AV, et al. 2006. Hydrological and biogeochemical processes in a changing Amazon: results from small watershed studies and the large-scale biosphere-atmosphere experiment. *Hydrol Process* **20**: 2467–76.
- Nepstad DC, Carvalho CR de, Davidson EA, et al. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* **372**: 666–9.
- Nobre CA, Marengo JA, and Soares WR. 2019. Climate change risks in Brazil. Springer.
- Oliveira AM and 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.
- Ometto JPHB, Nobre AD, Rocha HR, et al. 2005. Amazonia and the modern carbon cycle: lessons learned. *Oecologia* **143**: 483–500.
- Pacifico F, Folberth GA, Sitch S, et al. 2015. Biomass burning related ozone damage on vegetation over the Amazon forest: a model sensitivity study. *Atmos Chem Phys* **15**: 2791–804.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, et al. 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* **333**: 988–93.
- Panday PK, Coe MT, Macedo MN, et al. 2015. Deforestation offsets water balance changes due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazonia. *J Hydrol* **523**: 822–9.
- Panwar A, Renner M, and Kleidon A. 2020. Imprints of evaporative conditions and vegetation type in diurnal temperature variations. *Hydrol Earth Syst Sci* **24**: 4923–42.
- Patade S, Phillips VTJ, Amato P, et al. 2021. Empirical formulation for multiple groups of primary biological ice nucleating particles from field observations over Amazonia. *J Atmos Sci*.
- Peres CA and Lake IR. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conserv Biol* **17**: 521–35.
- Phillips OL, Aragão LEOC, Lewis SL, et al. 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* **323**: 1344–7.
- Pinaya WHD, Lobon-Cervia FJ, Pita P, et al. 2016. Multispecies Fisheries in the Lower Amazon River and Its Relationship with the Regional and Global Climate Variability (M Castonguay, Ed). *PLoS One* **11**: e0157050.
- Pinker RT, Thompson OE, and Eck TF. 1980. The albedo of a tropical evergreen forest. *QJR Meteorol Soc* **106**: 551–8.
- Pongratz J, Bounoua L, DeFries RS, et al. 2006. The Impact of Land Cover Change on Surface Energy and Water Balance in Mato Grosso, Brazil. *Earth Interact* **10**: 1–17.
- Pope RJ, Arnold SR, Chipperfield MP, et al. 2020. Substantial Increases in Eastern Amazon and Cerrado Biomass Burning-Sourced Tropospheric Ozone. *Geophys Res Lett* **47**.
- Poschl U, Martin ST, Sinha B, et al. 2010. Rainforest Aerosols as Biogenic Nuclei of Clouds and Precipitation in the Amazon. *Science* **329**: 1513–6.
- Prado-Lima M and Val AL. 2016. Transcriptomic Characterization of Tambaqui (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1818) Exposed to Three Climate Change Scenarios (M Portolés, Ed). *PLoS One* **11**: e0152366.
- Prass M, Andreae M, Araújo A de, et al. 2021. Bioaerosols in the Amazon rain forest: Temporal variations and vertical profiles of Eukarya, Bacteria and Archaea. *Biogeosciences Discuss*.
- Prenni AJ, Petters MD, Kreidenweis SM, et al. 2009. Relative roles of biogenic emissions and Saharan dust as ice nuclei in the

- Amazon basin. *Nat Geosci* **2**: 402–5.
- Procópio AS, Artaxo P, Kaufman YJ, *et al.* 2004. Multiyear analysis of amazonian biomass burning smoke radiative forcing of climate. *Geophys Res Lett* **31**: L03108.
- Procópio AS, Remer LA, Artaxo P, *et al.* 2003. Modeled spectral optical properties for smoke aerosols in Amazonia. *Geophys Res Lett* **30**.
- Randerson JT, Chen Y, Werf GR Van Der, *et al.* 2012. Global burned area and biomass burning emissions from small fires. *J Geophys Res G Biogeosciences* **117**.
- Rap A, Spracklen DV, Mercado L, *et al.* 2015. Fires increase Amazon forest productivity through increases in diffuse radiation. *Geophys Res Lett* **42**: 4654–62.
- Reddington CL, Butt EW, Ridley DA, *et al.* 2015. Air quality and human health improvements from reductions in deforestation-related fire in Brazil. *Nat Geosci* **8**: 768–71.
- Reddington CL, Spracklen DV, Artaxo P, *et al.* 2016. Analysis of particulate emissions from tropical biomass burning using a global aerosol model and long-term surface observations. *Atmos Chem Phys* **16**: 11083–106.
- Ronchail J, Cochonneau G, Molinier M, *et al.* 2002. Interannual rainfall variability in the Amazon basin and sea-surface temperatures in the equatorial Pacific and the tropical Atlantic Oceans. *Int J Climatol* **22**: 1663–86.
- Röpke CP, Amadio S, Zuanon J, *et al.* 2017. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Sci Rep* **7**: 40170.
- Rothacher J. 1970. Increases in Water Yield Following Clear-Cut Logging in the Pacific Northwest. *Water Resour Res* **6**: 653–8.
- Saint-Paul U. 1984. Physiological adaptation to hypoxia of a neotropical characoid fish *Colossoma macropomum*, Serrasalminidae. *Environ Biol Fishes* **11**: 53–62.
- Sakschewski B, Bloh W Von, Boit A, *et al.* 2016. Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity. *Nat Clim Chang* **6**: 1032–6.
- Salati E and Vose PB. 1984. Amazon Basin: A System in Equilibrium. *Science* **225**: 129–38.
- Salazar JF, Villegas JC, Rendón AM, *et al.* 2018. Scaling properties reveal regulation of river flows in the Amazon through a “forest reservoir.” *Hydrol Earth Syst Sci* **22**: 1735–48.
- Sales LP, Rodrigues L, and Masiero R. 2021. Climate change drives spatial mismatch and threatens the biotic interactions of the Brazil nut (A Hampe, Ed). *Glob Ecol Biogeogr* **30**: 117–27.
- Sampaio G. 2008. Climatic consequences of gradual conversion of Amazonian Tropical Forests into degraded pasture or soybean cropland: A GCM simulation study.
- Sampaio G, Nobre C, Costa MH, *et al.* 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophys Res Lett* **34**: L17709.
- Sarmento R, Alves-Costa CP, Ayub A, and Mello MAR. 2014. Partitioning of seed dispersal services between birds and bats in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. *Zool* **31**: 245–55.
- Scanlon BR, Jolly I, Sophocleous M, and Zhang L. 2007. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water Resour Res* **43**.
- Schimel D, Stephens BB, and Fisher JB. 2015. Effect of increasing CO₂ on the terrestrial carbon cycle. *Proc Natl Acad Sci* **112**: 436–41.
- Schrod J, Thomson ES, Weber D, *et al.* 2020. Long-term deposition and condensation ice-nucleating particle measurements from four stations across the globe. *Atmos Chem Phys* **20**: 15983–6006.
- Schwalm CR, Anderegg WRL, Michalak AM, *et al.* 2017. Global patterns of drought recovery. *Nature* **548**: 202–5.
- Sena ET and Artaxo P. 2015. A novel methodology for large-scale daily assessment of the direct radiative forcing of smoke aerosols. *Atmos Chem Phys* **15**: 5471–83.
- Sena ET, Artaxo P, and Correia AL. 2013. Spatial variability of the direct radiative forcing of biomass burning aerosols and the effects of land use change in Amazonia. *Atmos Chem Phys* **13**: 1261–75.
- Shuttleworth WJ. 1984. Observations of radiation exchange above and below Amazonian forest. *Q J R Meteorol Soc* **110**: 1163–9.
- Silva Dias MAF, Rutledge S, Kabat P, *et al.* 2002. Cloud and rain processes in a biosphere-atmosphere interaction context in the Amazon Region. *J Geophys Res* **107**: 8072.
- Silva CVJ, Aragão LEOC, Barlow J, *et al.* 2018. Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20180043.
- Silva GS da, Matos LV de, Freitas JO da S, *et al.* 2019. Gene expression, genotoxicity, and physiological responses in an Amazonian fish, *Colossoma macropomum* (CUVIER 1818), exposed to Roundup® and subsequent acute hypoxia. *Comp Biochem Physiol Part C Toxicol Pharmacol* **222**: 49–58.
- Silvério D V, Brando PM, Macedo MN, *et al.* 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. *Environ Res Lett* **10**: 104015.
- Sitch S, Cox PM, Collins WJ, and Huntingford C. 2007. Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* **448**: 791–4.
- Souza SS de, Silva GS da, and Almeida-Val VMF de. 2019. Eco-physiology, genotoxicity, histopathology, and gene responses of naphthalene injected *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) exposed to hypoxia. *Genet Mol Biol* **42**: 411–24.
- Spera SA, Galford GL, Coe MT, *et al.* 2016. Land-use change affects water recycling in Brazil’s last agricultural frontier. *Glob Chang Biol* **22**: 3405–13.
- Spracklen DV and Garcia-Carreras L. 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophys Res Lett* **42**: 9546–52.
- Spracklen DV, Arnold SR, and Taylor CM. 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* **489**: 282–5.
- Sterling SM, Ducharme A, and Polcher J. 2013. The impact of global land-cover change on the terrestrial water cycle. *Nat Clim Chang* **3**: 385–90.
- Stickler CM, Coe MT, Costa MH, *et al.* 2013. Dependence of hydro-power energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proc Natl Acad Sci* **110**: 9601–6.
- Trisos CH, Merow C, and Pigot AL. 2020. The projected timing of abrupt ecological disruption from climate change. *Nature* **580**: 496–501.

- Trumbore S, Brando P, and Hartmann H. 2015. Forest health and global change. *Science* **349**: 814–8.
- Val AL and Almeida-Val VMF. 1995. Fishes of the Amazon and their environments. Physiological and biochemical features. Heidelberg: Springer Verlag. 224 p.
- Val AL, Silva MNP, and Almeida-Val VMF. 1998. Hypoxia adaptation in fish of the Amazon: A never-ending task. *South African J Zool* **33**: 107–14.
- Val P, Silva C, Harbor D, *et al.* 2014. Erosion of an active fault scarp leads to drainage capture in the Amazon region, Brazil. *Earth Surf Process Landforms* **39**: 1062–74.
- Marle MJE van, Field RD, Werf GR van der, *et al.* 2017. Fire and deforestation dynamics in Amazonia (1973-2014). *Global Biogeochem Cycles* **31**: 24–38.
- Randow RCS von, Randow C von, Hutjes RWA, *et al.* 2012. Evapotranspiration of deforested areas in central and southwestern Amazonia. *Theor Appl Climatol* **109**: 205–20.
- Walker WS, Gorelik SR, Baccini A, *et al.* 2020. The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *Proc Natl Acad Sci U S A* **117**: 3015–25.
- Wang BC and Smith TB. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends Ecol Evol* **17**: 379–86.
- Wendisch M, Pöschl U, Andreae MO, *et al.* 2016. ACRIDICON-CHUVA Campaign: Studying Tropical Deep Convective Clouds and Precipitation over Amazonia Using the New German Research Aircraft HALO. *Bull Am Meteorol Soc* **97**: 1885–908.
- Whitehead JD, Darbyshire E, Brito J, *et al.* 2016. Biogenic cloud nuclei in the central Amazon during the transition from wet to dry season. *Atmos Chem Phys* **16**: 9727–43.
- Williams E, Dall' Antonia A, Dall' Antonia V, *et al.* 2005. The drought of the century in the Amazon Basin: an analysis of the regional variation of rainfall in South America in 1926. *Acta Amaz* **35**: 231–8.
- Wittmann F and Householder E. 2016. Why Rivers Make the Difference: A Review on the Phytogeography of Forested Floodplains in the Amazon Basin. In: Forest structure, function and dynamics in Western Amazonia. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Wood CM, Wilson RW, Gonzalez RJ, *et al.* 1998. Responses of an Amazonian Teleost, the Tambaqui (*Colossoma macropomum*), to Low pH in Extremely Soft Water. *Physiol Zool* **71**: 658–70.
- Wright JS, Fu R, Worden JR, *et al.* 2017. Rainforest-initiated wet season onset over the southern Amazon. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 8481–6.
- Yáñez-Serrano AM, Bourtsoukidis E, Alves EG, *et al.* 2020. Amazonian biogenic volatile organic compounds under global change. *Glob Chang Biol* **26**: 4722–51.
- Zemp DC, Schleussner C -F, Barbosa HMJ, and Rammig A. 2017. Deforestation effects on Amazon forest resilience. *Geophys Res Lett* **44**: 6182–90.
- Zemp DC, Schleussner C-F, Barbosa HMJ, *et al.* 2014. On the importance of cascading moisture recycling in South America. *Atmos Chem Phys* **14**: 13337–59.
- Zhang Y, Fu R, Yu H, *et al.* 2009. Impact of biomass burning aerosol on the monsoon circulation transition over Amazonia. *Geophys Res Lett* **36**.
- Zuidema PA and Boot RGA. 2002. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. *J Trop Ecol* **18**: 1–31.

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)