

Capítulo 4

Ecossistemas da Amazônia e suas funções ecológicas



Cipó parasita estrangula árvore (Foto: Leonardo Milano/Amazônia Real)

Sobre o Painel Científico para a Amazônia (SPA)

O Painel Científico para a Amazônia é uma iniciativa inédita convocada sob os auspícios da Rede de Soluções para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (SDSN). O SPA é composto por mais de 200 cientistas e pesquisadores proeminentes dos oito países amazônicos, da Guiana Francesa e de parceiros globais. Esses especialistas se reuniram para debater, analisar e reunir o conhecimento acumulado da comunidade científica, dos Povos Indígenas e de outros atores que vivem e trabalham na Amazônia.

O Painel é inspirado no Pacto de Letícia pela Amazônia. Este é um relatório inédito que fornece uma avaliação científica abrangente, objetiva, aberta, transparente, sistemática e rigorosa do estado dos ecossistemas da Amazônia, das tendências atuais e de suas implicações para o bem-estar, a longo prazo, da região, bem como oportunidades e opções políticas relevantes para a conservação e o desenvolvimento sustentável.

Relatório de Avaliação da Amazônia 2021, Copyright @ 2021, Painel Científico para a Amazônia. Traduzido do Inglês para o Português por Jens Munck, Carol Moraes, Brian Rodrigues, Eráclito Sousa Neto, Henrique Braz, Matheus Almeida, Valeria Gauz, Azevedo Ventura, Ane Alencar, Igor Arnaldo de Alencar, Leonardo Mueller Vilela de Carvalho, Lucas Dutra, and Nathália Nascimento. Este relatório é publicado sob uma licença Creative Commons Atribuição – Não-Comercial – Compartilhamento pela mesma Licença 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0). ISBN: 978-1-7348080-6-3

Citação sugerida

Moraes R M, Correa SB, Doria CRC, Duponchelle F, Miranda G, Montoya M, Phillips OL, Salinas N, Silman M, Ulloa Ulloa C, Zapata-Ríos G, Arieira J, ter Steege H. 2021. Capítulo 4: Ecossistemas da Amazônia e suas funções ecológicas. Em: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuví 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). Relatório de Avaliação da Amazônia 2021. Traduzido do Inglês para o Português por Jens Munck. Rede de Soluções para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, Nova Iorque, EUA. Disponível em <https://www.aamazoniaquequeremos.org/pca-publicacoes/>. DOI: 10.55161/ZWOH4194

ÍNDICE

RESUMO GRÁFICO	2
MENSAGENS-CHAVES	3
RESUMO	4
4.1. ECOSSISTEMAS AMAZÔNICOS: UMA INTRODUÇÃO	5
4.1.1. TIPOS DE VEGETAÇÃO DOS ALTOS ANDES AO OCEANO ATLÂNTICO	5
4.2. ECOSSISTEMAS DAS PLANÍCIES AMAZÔNICAS.....	8
4.2.1 ECOSSISTEMAS TERRESTRES	8
4.2.1.1 <i>Florestas Tropicais nas Planícies.....</i>	<i>8</i>
4.2.1.2 <i>Matas de areia branca</i>	<i>10</i>
4.2.1.3 <i>Savanas e pastagens.....</i>	<i>12</i>
4.2.2. CORPOS DE ÁGUA DOCE E ZONAS ÚMIDAS.....	12
4.2.2.1 <i>Rios, Lagos e Córregos Florestais</i>	<i>12</i>
4.2.2.2 <i>Áreas Úmidas de Água Doce.....</i>	<i>16</i>
4.3. FUNCIONAMENTO DO ECOSSISTEMA.....	19
4.3.1. PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA, NUTRIENTES, DINÂMICA FLORESTAL E DECOMPOSIÇÃO	19
4.3.1.1 <i>Eossistemas terrestres</i>	<i>19</i>
4.3.1.2 <i>Eossistemas de água doce.....</i>	<i>23</i>
4.3.2. O PULSO DE INUNDAÇÃO E A ZONA DE TRANSIÇÃO AQUÁTICO-TERRESTRE	24
4.4. CONCLUSÕES.....	26
4.5. RECOMENDAÇÕES	27
5. REFERÊNCIAS	27

Resumo gráfico

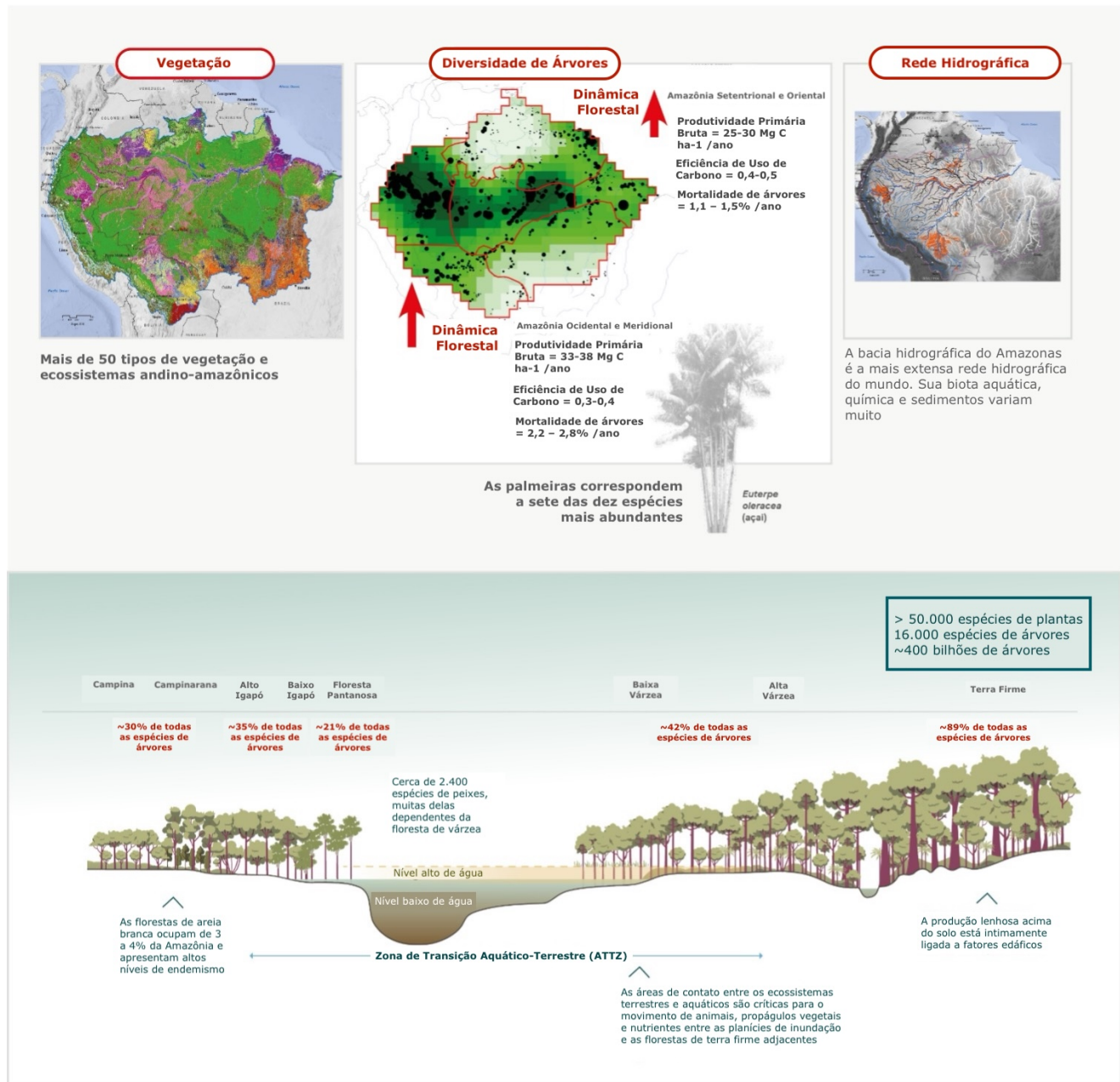


Figura 4.A Resumo gráfico.

Biodiversidade e Funcionamento Ecológico na Amazônia

Mônica Moraes R.^{*,a}, Sandra Bibiana Correa^b, Carolina Rodrigues da Costa Doria^c, Fabrice Duponchelle^d, Guido Miranda^e, Mariana Montoya^f, Oliver L. Phillips^g, Norma Salinas^h, Miles Silmanⁱ, Carmen Ulloa Ulloa^j, Galo Zapata-Ríos^k, Julia Arieira^{l,m}, Hans ter Steege^{*,m}

Mensagens-Chaves

- Entre as montanhas andinas e a planície amazônica, um mosaico diversificado de ecossistemas e vegetação é representado por biomas de floresta, savana e pântano. A chave para entender a ecologia da região amazônica é integrar processos funcionais entre componentes terrestres e aquáticos, em vários gradientes biofísicos, da divisão continental ao oceano.
- As florestas de planície amazônica, cobrindo 5,79 M km², são provavelmente a área florestal mais rica do mundo, contendo cerca de 16 mil espécies de árvores e talvez mais de 50 mil espécies de plantas, muitas das quais ainda são desconhecidas. Com quase 400 bilhões de árvores, a Amazônia abriga 13% de todas as árvores do mundo.
- A composição de espécies não é distribuída uniformemente pela bacia, ela é determinada pela geologia do solo e pelo clima. As florestas mais diversas são encontradas no oeste da Amazônia; no entanto, as áreas protegidas são necessárias em toda a bacia para uma conservação abrangente. As florestas no oeste da Amazônia cobrem um solo relativamente fértil, são ricas em espécies, têm alta rotatividade de caule e têm uma biomassa acima do solo um pouco menor. As florestas da Amazônia central e oriental, encontradas principalmente em solos pobres, são menos dinâmicas e possuem uma biomassa alta.
- A Bacia do Rio Amazonas possui a maior área de zonas úmidas tropicais da Terra e um número grande de rios, compreendendo não apenas a maior reserva de água doce do mundo, mas também 15% de todas as espécies de peixes.
- A composição florestal já está sendo afetada pelas mudanças climáticas, com a mortalidade de gêneros afiliados ao solo úmido aumentando em locais onde a estação seca se estabelece com mais força. Dadas as projeções de mudanças climáticas para este século, é provável que tais mudanças se intensifiquem.
- Os ecossistemas amazônicos resultam de uma mistura de paisagens terrestres e aquáticas em planícies de inundação frequentemente extensas, cujas dinâmicas são afetadas pela elevação tectônica das encostas orientais dos Andes e pela bacia muito menos geologicamente ativa da planície do rio Amazonas. As regiões de contato, ou ecótonos, entre ecossistemas terrestres e aquáticos (águas doces e marinhas) são de importância crítica para a dinâmica da região como um todo. Elas contribuem para o movimento

^a Herbario Nacional de Bolivia, Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, Av. Andrés Bello y calle 27 - Zona Sur, La Paz, Bolivia, monicamoraes45@gmail.com

^b Department of Wildlife, Fisheries and Aquaculture, Mississippi State University, 775 Stone Blvd, Mississippi State, MS 39762, USA

^c Universidade Federal de Rondônia, Av. Pres. Dutra, 2965 - Olaria, Porto Velho - RO, 76801-058, Brazil

^d Institut de Recherche pour le Développement, UMR MARBEC, Marseille, France

^e Wildlife Conservation Society, Casilla 3-35181 SM, La Paz, Bolivia

^f Wildlife Conservation Society, Av. Roosevelt N° 6360, Miraflores, Lima, Peru

^g School of Geography, University of Leeds, Woodhouse Lane, Leeds, LS2 9JT, United Kingdom

^h Pontificia Universidad Católica del Perú, Av. Universitaria 1801, San Miguel 15088, Peru

ⁱ Wake Forest University, Department of Biology, 1834 Wake Forest Road, Winston-Salem NC 27109, USA

^j Missouri Botanical Garden, 4344 Shaw Blvd, St. Louis MO 63110, USA

^k Wildlife Conservation Society, Avenida de los Granados N40-53 y París, Quito, Ecuador

^l Universidade Federal do Espírito Santo, Instituto de Estudos Climáticos, Av. Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, Vitória, ES, Brazil.

^m Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INAU), Universidade Federal de Mato Grosso, R. Quarenta e Nove, 2367, Boa Esperança, Cuiabá, MT, Brazil

ⁿ Naturalis Biodiversity Center, Darwinweg 2, 2333 CR Leiden, The Netherlands; Systems Ecology, Vrije Universiteit Amsterdam, De Boelelaan 1105, 1081 HV Amsterdam, The Netherlands

de animais, propágulos vegetais e nutrientes entre a planície de inundação e as florestas de terra firme adjacentes e promovem a heterogeneidade do habitat.

- Devido ao seu tamanho e à densidade de carbono em seus ecossistemas, a floresta amazônica é uma enorme reserva de carbono. A variação espacial na biomassa amazônica, nos estoques de carbono e na dinâmica da biomassa é impulsionada mais pelas condições do solo do que pelo clima e mais pela variação espacial na mortalidade das árvores do que pela produtividade.
- As áreas úmidas amazônicas também armazenam grandes quantidades de carbono devido ao acúmulo extenso e profundo de depósitos de turfa abaixo do solo (por exemplo, >3 Pg C nos pântanos do noroeste da Amazônia). Portanto, sua conservação também desempenha um papel crucial na modulação do aquecimento global.

Resumo

Amazonian As florestas tropicais de planície amazônica cobrem ~5,79 milhões de km². Com base na geologia, a área de planície amazônica pode ser dividida em seis regiões. O Escudo das Guianas e o Escudo Brasileiro (no sul da Amazônia) estão em solos muito antigos e pobres em nutrientes, enquanto as regiões da Amazônia Ocidental (norte e sul) e as regiões ao longo do rio Amazonas são construídas principalmente a partir de sedimentos mais recentes de origem andina e de riqueza variável de nutrientes. As seis regiões são caracterizadas por diferenças na fertilidade do solo e precipitação, causando diferenças na biomassa acima do solo, produtividade e rotatividade de árvores. Ainda há um debate intenso sobre a riqueza total de espécies vegetais da Amazônia. Uma estimativa bem fundamentada para árvores (diâmetro >10 cm) é de 16 mil espécies, ~11 mil das quais foram coletadas e descritas. As estimativas da flora total variam de 15 a 55 mil espécies. Como em grande parte dos trópicos, a Fabaceae (a família do feijão) é a mais rica em espécies dos principais grupos lenhosos da Amazônia. A América do Sul e a Amazônia também são conhecidas pela abundância e diversidade de palmeiras. Embora a maioria dos modelos de vegetação ecossistêmica enfatize o clima e os processos de produção de carbono, estes não são suficientes para entender como os ecossistemas florestais amazônicos variam espacialmente. Em particular, observações de longo prazo com parcelas mostram que a variação espacial na biomassa da floresta amazônica e na dinâmica do caule é impulsionada mais pelas condições do solo do que pelo clima, enquanto os estoques de carbono são restringidos tanto pelas características físicas do solo e pela composição florística das árvores quanto pela produtividade. Os principais efeitos do solo na função ecossistêmica da Amazônia também se estendem aos animais e suas funções importantes, incluindo herbivoria, dispersão de sementes e atividade de insetos. O solo e a geologia também influenciam os rios amazônicos, que se distinguem por serem de água branca (transportando sedimentos dos Andes), águas claras (drenando os antigos Escudos) ou águas negras (drenando áreas de areia branca). Os nutrientes associados a cada classe principal de rio determinam fortemente a ecologia e as espécies da floresta da planície de inundação, com *igapós* em águas claras e negras pobres em sedimentos e *várzeas* (conhecidas como *tahuampa* no Peru) com águas brancas e ricas em sedimentos. Os impactos climáticos ganham força em direção às margens e algumas florestas amazônicas já estão próximas dos limites térmicos e hidrológicos de sustentar ecossistemas florestais produtivos. As taxas de mortalidade de árvores amazônicas já estão aumentando em muitas florestas intactas, a composição da floresta amazônica foi afetada por secas recentes e a mortalidade de gêneros de árvores amazônicas afiliadas à umidade aumentou em lugares onde a estação seca se intensificou. As principais áreas de incerteza incluem entender até que ponto as recentes mudanças climáticas causaram uma desaceleração do sumidouro de carbono nas florestas amazônicas intactas e se as florestas intactas agora perderão carbono, ou se os lençóis freáticos rasos e a rica biodiversidade de muitas florestas amazônicas protegerão contra as mudanças climáticas, especialmente na parte ocidental da bacia.

Palavras-chave: Ecossistemas amazônicos, ecossistemas aquáticos, dinâmica florestal, características ecológicas, processos ecossistêmicos, interações, sistemas fluviais, ecossistemas terrestres.

4.1. Ecossistemas Amazônicos: Uma Introdução

A região biogeográfica amazônica, incluindo as planícies amazônicas e as bacias do rio Orinoco e áreas de planaltos adjacentes dos Escudos da Guiana e do Brasil, cobre cerca de 8,4 milhões de km² do norte da América do Sul (ver Capítulo 2). A bacia do rio Amazonas (7,3 milhões de km²), incluindo as bacias dos rios Tocantins e Araguaia, cobre 41% da América do Sul, abrangendo dois dos principais biomas da América do Sul, florestas tropicais úmidas e savanas tropicais (Coe *et al.* 2008). A região amazônica é considerada uma das mais importantes regiões ecológicas do mundo, por incluir a maior área de florestas úmidas tropicais contínuas, estimada em 5,79 milhões de km² (Ter Steege *et al.* 2015) e estima-se que > 10% de todas as espécies conhecidas de vertebrados e plantas vasculares na Terra habitam a região (Capítulo 2). Ela contém também, de longe, o maior sistema de planície de inundação tropical (Keddy *et al.* 2009), constituído por um rico mosaico de ecossistemas terrestres, aquáticos e de transição submetidos ao alagamento sazonal ou permanente (Salo *et al.* 1986) (Figura 4. 1).

A capacidade dos ecossistemas de capturar, processar e armazenar carbono e outros nutrientes é determinada por fatores climáticos, edáficos e biológicos importantes. A Amazônia, com a maior floresta tropical do planeta, engloba diferenças significativas nos regimes de precipitação, mas diferenças ainda maiores na origem geológica, idade e riqueza de nutrientes dos solos que sustentam seus ecossistemas (ver Capítulo 1). Aqui, revisamos o papel desses fatores no controle da composição e dos processos florestais, especialmente aqueles relacionados à produtividade e à dinâmica florestal. Por exemplo, a diversidade biológica, estrutural e funcional da floresta amazônica é afetada fundamentalmente pela água e pelos nutrientes. A hidrologia define sua classificação de nível superior como florestas de terra firme, florestas sazonalmente inundadas (várzea,

igapó) e florestas de pântano. Os ecossistemas de água doce cobrem mais de 1 milhão de km² e consistem em três tipos principais de águas: águas brancas, pretas e claras, que diferem em sua origem e composição de sedimentos. Dentro das extensas florestas não inundadas, florestas de areia branca distintas e extremamente pobres podem ser encontradas, especialmente na área do alto Rio Negro e nas Guianas (ver Adeney *et al.* 2016).

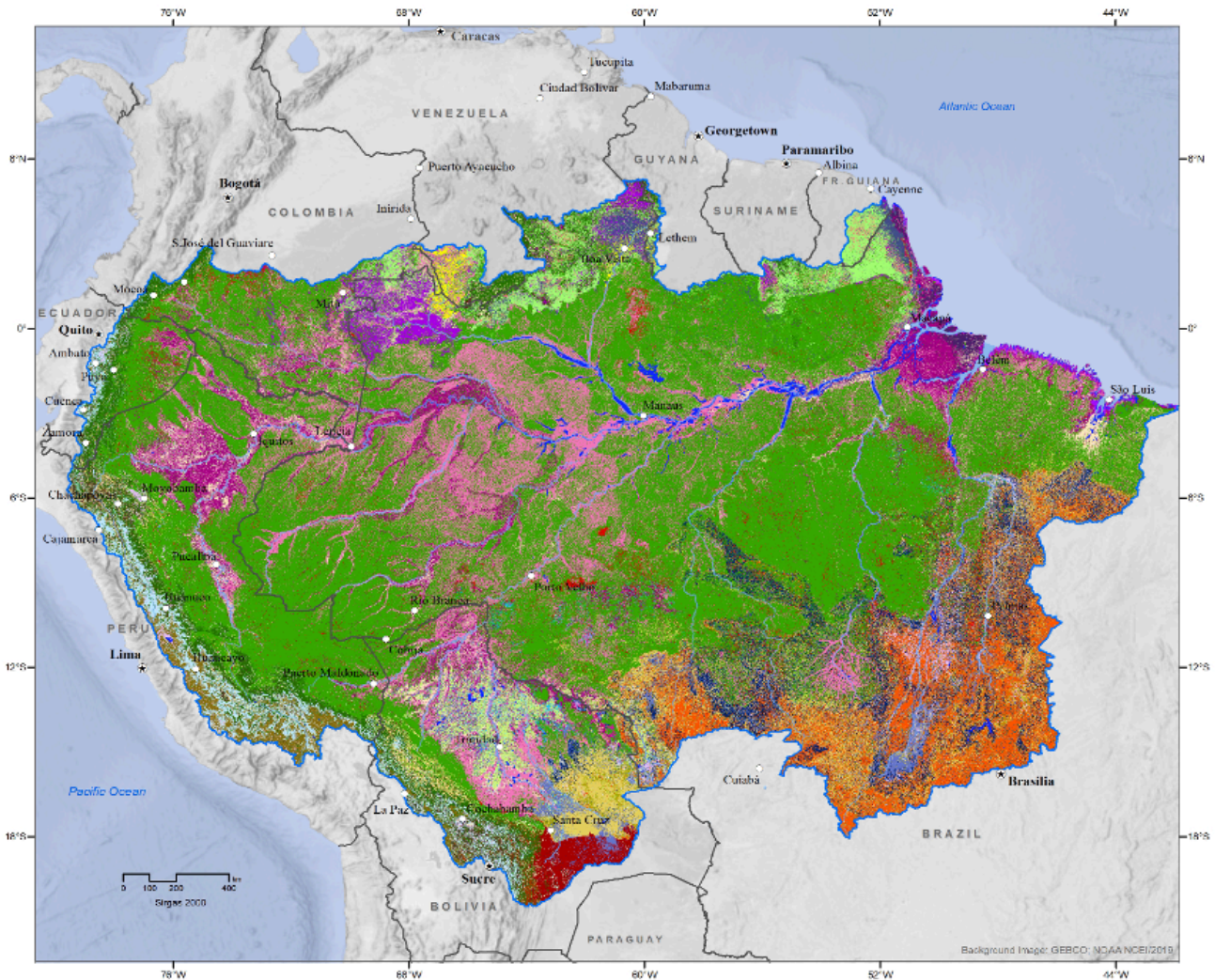
Neste capítulo, resumimos as informações sobre os ecossistemas amazônicos e suas funções ecológicas, com foco principal nas árvores. Começaremos com uma breve descrição dos tipos de vegetação dos Andes, seguida por uma descrição mais detalhada dos tipos de vegetação terrestre das planícies amazônicas, e concluiremos com as vastas áreas úmidas incluídas na área. Continuaremos com uma análise das principais funções do ecossistema (por exemplo, terrestre e aquático), com ênfase na produtividade e no sequestro de carbono. O objetivo deste capítulo é revelar a enorme variação dos tipos de vegetação, sua diversidade e funcionamento, e como isso é afetado pela dinâmica do solo, do clima e das cheias.

4.1.1. Tipos de vegetação dos Altos Andes ao Oceano Atlântico

O *Tableau Physique* de Alexander von Humboldt (Humboldt 1805) é, sem dúvida, a primeira visão geral publicada da composição de plantas no norte da América do Sul como uma região (Figura 4.2). Suas viagens se estenderam do Pacífico aos oceanos Atlântico e passaram por Chimborazo, o vulcão equatorial mais alto do Equador (Ulloa Ulloa e Jørgensen 2018).

Humboldt descreveu as características bióticas e físicas e as mudanças na estrutura e composição da vegetação ao longo de um gradiente de elevação, desde as planícies dominadas por árvores até o páramo sem árvores que faz fronteira com a linha de neve.

CLASSES DE VEGETAÇÃO AMAZÔNICA



Classes de Vegetação

- Vegetação Arbustiva das Guianas
- Planície Úmida e Vegetação Arbustiva da Amazônia
- Vegetação Arbustiva Inundada e Savana das Guianas
- Campo Limpo de Altitude
- Prado Úmido e Pântano na Planície de Inundação de Orinoco
- Vereda
- Vereda do Beni
- Pântano e Vegetação Arbustiva de Água Doce do Chaco
- Prado Úmido e Vegetação Arbustiva da Planície de Inundação (Pantanal, Paraná)
- Pântano Tropical Andino de Água Doce, Prado Úmido e Vegetação Arbustiva
- Savana Amazônica
- Vegetação do Cerrado Típico (incluindo Planalto do Paraná)
- Savana do Planalto dos Llanos
- Vegetação Arbustiva da Guiana
- Vegetação Arbustiva Montanhosa e Campos Naturais da Guiana
- Floresta Úmida Amazônica
- Floresta Úmida das Planícies do Paraná Brasileiro
- Floresta Úmida da Planície Colombiana-Venezuelana
- Floresta Úmida da Planície da Guiana
- Floresta Úmida Tropical Montanhosa
- Arbustos e Campos Tropicais de Montanhas (Super-Páramo, Puna Xérica e Úmida)
- Prados e Vegetação Arbustiva Andinos Tropicais (Yungas, Páramo, Puna, Boliviano-Tucumano)
- Arbustos e Campos Frios Mediterrâneos e do Sul dos Andes
- Arbustos e Campos Tropicais Andinos Frios e Semi-Desérticos (Arbustos Suculentos de Puna Xérica)
- Vegetação de Penhasco, de Pedregulho e de Rochedo do Paraná Brasileiro
- Vegetação de Penhasco, de Pedregulho e de Rochedo da Guiana Montanhosa
- Vegetação de Penhasco, de Pedregulho e de Rochedo dos Andes Tropicais
- Vegetação de Penhasco Xeromórfico de Chaco e Outras Vegetações sobre Terrenos Rochosos
- Arbustos e Bosques Xeromórficos do Vale Interandeano
- Arbustos e Bosques Xeromórficos (Chaco, Colombiano-Venezuelano)
- Arbustos e Bosques Xeromórficos do Vale Interandeano
- Caatinga – Vegetação Xeromórfica
- Vegetação Xeromórfica do Chaco
- Bosques Ripários do Semi-Deserto do Atacama (incluindo Mata Ciliar)
- Vegetação Saxícola Semidesértica Fria Andina
- Floresta Tropical Sazonalmente Seca
- Floresta Seca do Paraná Brasileiro (Cerrado, Caatinga, Paraná)
- Floresta Seca Colombiana-Venezuelana (Tumbes Guayaquil e Llanos)
- Floresta Seca Sazonal da Guiana Central
- Floresta Tropical Seca Montanhosa Andina
- Floresta Seca Sazonal Boliviana Tucumano
- Mar Aberto
- Floresta Amazônica Inundada (Igapó)
- Floresta Amazônica Inundada (Várzea)
- Mata de Galeria (Beni, Pantanal, Chaco)
- Floresta Pantanosa (Beni Chiquitano, Chaco)
- Floresta Ripária das Guianas
- Floresta Ripária Andina e de Planície de Inundação
- Floresta Ripária Andina de Vales Secos
- Manguezal
- Vegetação Aquática Neotropical de Água Doce
- Pântano de Turfa do Delta do Amazonas
- Pântano e Brejo das Guianas
- Chaco e Pântano Salobra de Espinal
- Manguezal da Costa Atlântica Tropical
- Pântano Montanhoso Andino
- Salar do Altiplano Andino
- Bacia amazônica
- Fronteira nacional
- Capital nacional
- Principais cidades

SPA, 2021

Fontes: modificado de Comer et al 2020 (classes de vegetação); RAISG (limites de referência, rios, cidades); WCS (nova classificação da Bacia amazônica)

Figura 4.1 Mapa da vegetação e ecossistemas amazônicos (fonte: Comer *et al.* 2020). A caixa cinza sólida destaca a alta riqueza de vegetação e ecossistemas encontrados nos gradientes latitudinais e altitudinais na Amazônia (veja a Figura 4.4 para detalhes).

As comunidades vegetais nos altos Andes (acima de 3 mil m) são conhecidas como ‘páramo’ nas áreas mais úmidas nos Andes Setentrionais na Venezuela, Colômbia e Equador, e ‘jalca’ no norte do Peru (Madriñán *et al.* 2013); ‘puna’ é o que encontramos no Altiplano mais seco do sul do Peru e da Bolívia (Sánchez-Vega e Dillon 2006).

Páramos e punas são ecossistemas dominados por gramíneas com plantas adaptadas exclusivamente a esses ambientes extremos de temperaturas frias, baixa pressão e radiação solar extrema, com plantas formadoras de rosetas proeminentes, como as dos gêneros *Espeletia* e *Puya*. Apenas algumas espécies de árvores, como as dos gêneros *Buddleja*, *Gynoxys* e *Polylepis*, atingem as elevações mais altas, de até 4.700 m (Hoch e Körner 2005).

Florestas de alta altitude atravessam locais úmidos de 2.500 a 3.900 m de altitude. As florestas montanas estão entre os tipos de vegetação mais ricos em espécies encontrados nos altos andes tropicais (Gentry 1988). Essas florestas têm de 5 a 20 m de altura, com árvores emergentes atingindo 35 m ou mais, mas com indivíduos menores na linha das árvores, em locais onde os solos são rasos ou onde os distúrbios alteraram a vegetação passada. Florestas montanhosas inferiores são encontradas em altitudes médias, entre mil e 2 500 m e que podem ser tão diversas e complexas quanto as florestas encontradas em planícies tropicais úmidas. Vales intermontanos cortam os Andes tropicais, chegando a 2 mil m. Espécies e ecossistemas andinos e amazônicos formam mosaicos espaciais nos vales aluviais acima dos mil m,

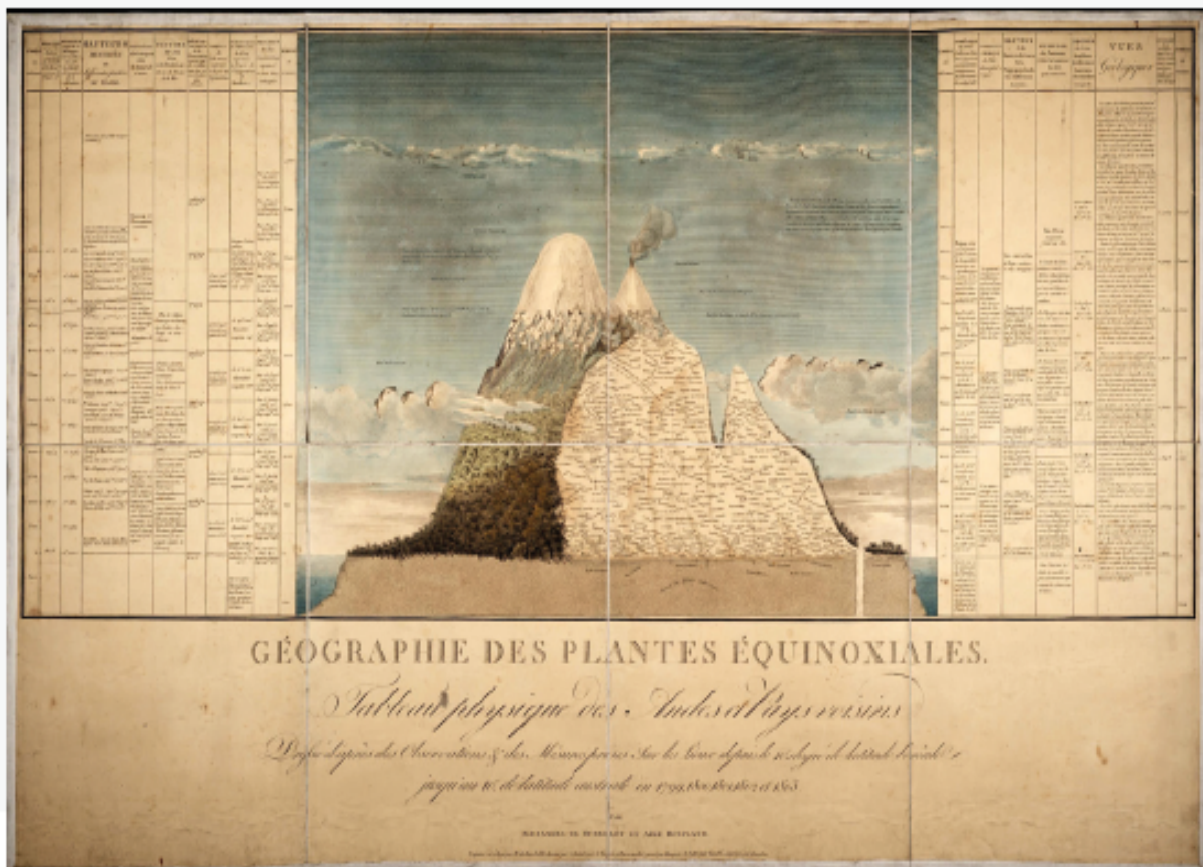


Figura 4.2 *Tableau Physique* de Alexander von Humboldt (Humboldt 1805), uma visão gráfica das comunidades vegetais, do Pacífico ao Oceano Atlântico e passando pelas montanhas andinas. Reproduzido com permissão da Biblioteca Peter H. Raven do Jardim Botânico do Missouri (<https://www.biodiversitylibrary.org/page/9869921>).

cercados por encostas cobertas por florestas montanhosas (Josse *et al.* 2009). Abaixo de mil m, as florestas submontanas andinas gradualmente se transformam em florestas de planície amazônica, definidas aqui como aquelas abaixo de 500 m, que cobrem a maior parte da bacia. No geral, as montanhas dos Andes são extraordinariamente diversas devido à sua complexidade climática e topográfica, seu tamanho e sua posição abrangendo as zonas tropicais do Equador, norte e sul. Incluindo as florestas dos flancos orientais dos Andes, que se fundem nas planícies da Amazônia, elas têm níveis excepcionais de diversidade e endemismo, combinados com o rápido desmatamento e as mudanças no uso da terra (por exemplo, Young *et al.* 2007).

4.2. Ecossistemas das Planícies Amazônicas

4.2.1. Ecossistemas Terrestres

4.2.1.1. Florestas Tropicais nas Planícies

As florestas tropicais de planície amazônica cobrem aproximadamente 5,79 milhões de km² em nove países (ter Steege *et al.* 2013, ter Steege *et al.* 2015). A precipitação média anual varia de florestas especialmente úmidas no noroeste da Amazônia (acima de 3.000 mm) a sistemas mais secos e sazonais no sul (1.500 mm) (Espinoza-Villar *et al.* 2009). Com base na idade geológica máxima dos materiais produtores do solo, a área foi dividida em seis regiões (Quesada *et al.* 2011, ter Steege *et al.* 2013). Essas regiões e sua diversidade de árvores são exibidas na Figura 4.3.

Os solos no noroeste e sudoeste da Amazônia (partes da Colômbia, Equador, Peru e também se estendem para o oeste do Brasil e partes da Bolívia) são originários de sedimentos ribeirinhos andinos recentes (Holoceno e Quaternário) ou depósitos estuarinos terciários. Estes são tipicamente mais ricos em nutrientes do que as argilas muito mais antigas do leste da Amazônia e dos solos derivados da antiga Guiana Pré-cambriana e Escudos Brasileiros (Quesada *et al.* 2010, 2011). No entanto, os solos ocidentais são muitas vezes menos

favoráveis fisicamente às árvores, sendo muitas vezes mais rasos, com estrutura mais pobre e mais propensos à extração de água. No geral, portanto, um gradiente de precipitação corre do noroeste (úmido) para o sul e sudeste (mais seco), enquanto um gradiente de solo mais complexo corre quase ortogonal a isso, do oeste e sudoeste (mais fértil) para o leste e nordeste (menos fértil). Como resultado, as florestas de planícies do sudoeste da Amazônia têm climas quentes, úmidos e um pouco sazonais, muito semelhantes às florestas distantes das Guianas, mas solos mais férteis e, em termos de estrutura física e profundidade de enraizamento, muitas vezes muito menos favoráveis. Apesar dos climas semelhantes, há uma rotatividade quase completa das espécies arbóreas dominantes (ter Steege *et al.* 2006). Sobrepostos a esses padrões de grande escala em toda a bacia estão variações geomorfológicas, fluviais, edáficas e hidrológicas complexas em escala regional e em escala de paisagem que ajudam a criar a grande riqueza biológica e diversidade dos ecossistemas amazônicos.

A floresta amazônica possui aproximadamente 392 bilhões de árvores individuais com diâmetro superior a 10 cm (DAP) (ter Steege *et al.* 2013), totalizando 13% de todas as árvores da terra (Crowther *et al.* 2015). Se forem escolhidas árvores com mais de 2,5 cm DAP (Draper *et al.* 2021), o número de 392 bilhões pode facilmente dobrar. A densidade média é de aproximadamente 570 árvores individuais por hectare, com as maiores densidades nas partes mais úmidas, notadamente no noroeste da Amazônia (ter Steege *et al.* 2003).

A composição das florestas amazônicas é determinada principalmente pela fertilidade do solo (ter Steege *et al.* 2006; Tuomisto *et al.* 2019, Capítulo 1) e chuvas anuais (ter Steege *et al.* 2006, Esquivel Muelbert *et al.* 2016). Nas margens climáticas do sul da Amazônia, a floresta gradualmente se transforma em cerrado (uma savana arbórea).

Cardoso *et al.* (2017) registraram 14.003 espécies, 1.788 gêneros e 188 famílias de plantas de sementes na floresta tropical de planície amazônica, com

metade dessas árvores capazes de atingir ≥ 10 cm DAP (6.727 espécies, 48% da flora total; 803 gêneros, 45% do total de gêneros). Mais da metade da diversidade de espécies de plantas de sementes nas florestas tropicais amazônicas compreende arbustos, pequenas árvores, cipós, videiras e ervas (7.276 espécies, 52% da flora total). Três dessas 10 principais famílias são exclusivamente herbáceas (Araceae, Orchidaceae e Poaceae, exceto bambus, como as espécies de *Guadua*). Embora uma grande proporção de toda a sua diversidade ainda não seja conhecida, ter Steege *et al.* (2013, 2020) estimaram que a Amazônia pode conter cerca de 16 mil espécies de árvores – de uma flora total estimada que varia de 15 a 50 mil espécies – das quais 10 mil espécies de árvores foram coletadas na área (ter Steege *et al.* 2016, 2019b). Podem haver menos espécies verdadeiramente amazônicas que isso, pois muitas espécies do cerrado ou de altitudes mais elevadas nos Andes são encontradas nas bordas da Amazônia, o que pode explicar, em grande parte, a diferença com a estimativa de Cardoso *et al.* (ter Steege *et al.* 2020). Independentemente do total real, as florestas amazônicas, especialmente na Amazônia ocidental, incluem muitos dos ecossistemas mais ricos em espécies de árvores do mundo (Sullivan *et al.* 2017).

De forma mais branda, mesmo com uma grande proporção de sua diversidade ainda não descrita, a Amazônia abriga uma parcela notável da biodiversidade global atualmente documentada, abrindo pelo menos 18% das espécies de plantas vasculares, 14% das aves, 9% dos mamíferos e 8% dos anfíbios encontrados nos Trópicos. Como exemplo do nível da diversidade de mamíferos, dos 18 gêneros de primatas do Novo Mundo, 14 se encontram na Amazônia e oito são endêmicos da região (da Silva *et al.* 2005).

Embora as florestas sejam excepcionalmente diversas, as comunidades arbóreas em grande escala são dominadas por relativamente poucas espécies e várias dessas dominantes estão espalhadas. Como resultado, pouco mais de 200 espécies de árvores (das 16 mil estimadas) representam

metade de todas as árvores com mais de 10 cm DAP (ter Steege *et al.* 2013, ter Steege *et al.* 2020).

A partir de modelos matemáticos, pode-se estimar que mais de 10 mil espécies tenham menos de 1 milhão de indivíduos, enquanto mais de 5 mil tenham menos de 5 mil indivíduos. A Amazônia combina, assim, hiperdiversidade com hiperdominância e hiper-raridade.

Dez famílias contribuem com 65% de todas as árvores da Amazônia; Fabaceae (47 bilhões), Arecaceae (26 bilhões) e Lecythidaceae (20 bilhões) são as mais abundantes. As dez espécies mais abundantes são o matamatá (*Eschweilera coriacea*) (4,7 bilhões), o açázeiro (*Euterpe precatoria*) (3,9 bilhões), patauá (*Oenocarpus bataua*) (2,8 bilhões), muiatinga (*Pseudolmedia laevis*) (2,8 bilhões), marchand (*Protium altissimum*) (2,8 bilhões), paxiubão (*Iriartea deltoidea*) (2,6 bilhões), buriti (*Mauritia flexuosa*) (1,9 bilhão), palmeira-andante (*Socratea exorrhiza*) (1,9 bilhão), murumuru (*Astrocaryum murumuru*) (1,8 bilhão) e pracaxi (*Pentaclethra macroloba*) (1,7 bilhão) (ter Steege *et al.* 2020). É interessante notar que as palmeiras (Arecaceae) são a segunda família mais abundante e contribuem com sete das dez espécies mais abundantes, mas consistem em bem poucas espécies em comparação com a família mais abundante, Fabaceae. Esta última possui 789 espécies nos dados da parcela de ter Steege *et al.* (2020), enquanto a Arecaceae possui apenas 74. De fato, Arecaceae tem cinco vezes mais chances de estar entre os ~220 hiperdominantes do que seria esperado com base em sua riqueza de espécies. As Fabaceae também são a família com maior riqueza de espécies arbóreas na Amazônia com 1 386 espécies coletadas (ter Steege *et al.* 2019b), para todas as plantas com sementes, a maioria das famílias ricas em espécies são de pequena estatura ou herbáceas, exceto Fabaceae (Cardoso *et al.* 2017).

A diversidade de espécies arbóreas não é distribuída uniformemente pela Amazônia (Figura 4.3). A maior diversidade é encontrada no noroeste da Amazônia e na Amazônia central, onde parcelas únicas de um hectare podem ter mais de 300 es-

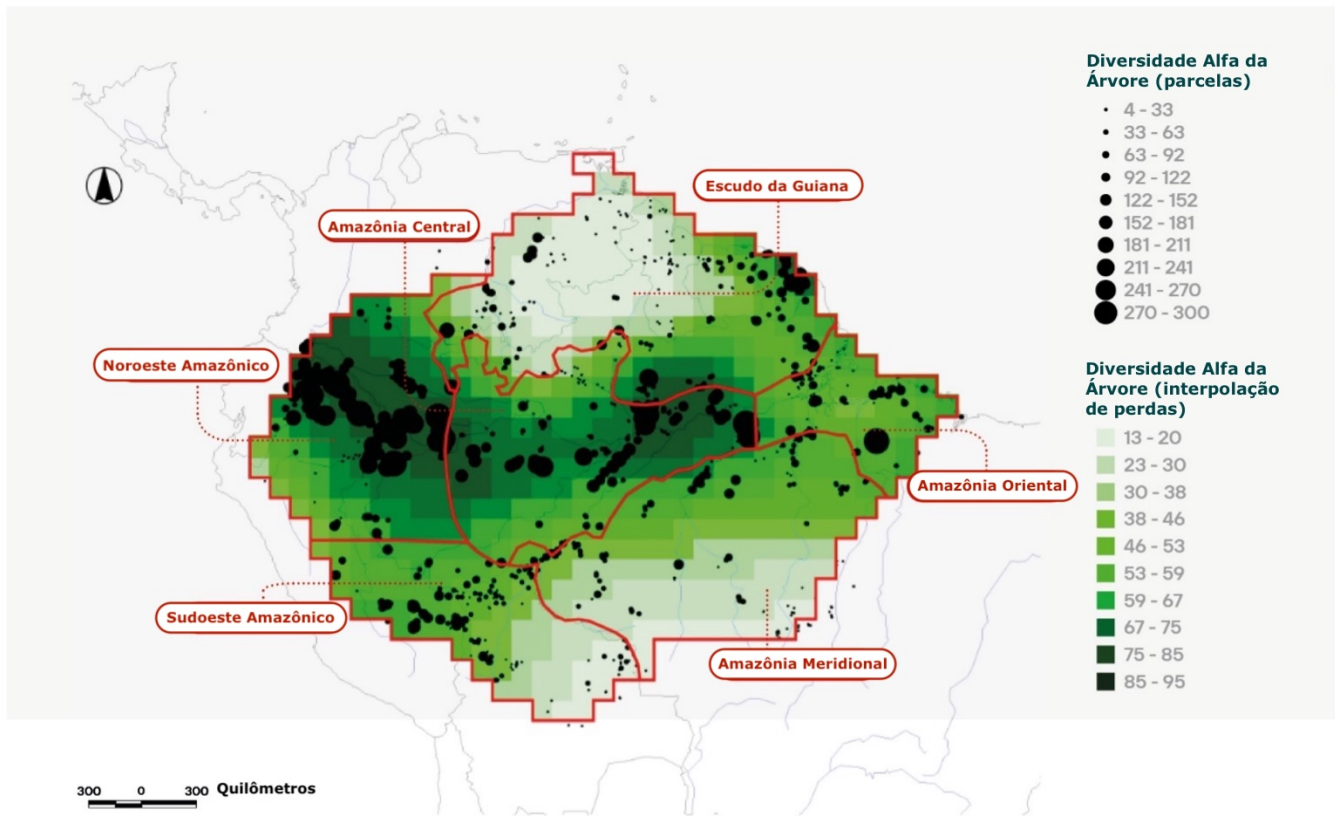


Figura 4.3 Mapa da α -diversidade arbórea da Amazônia (<http://atdn.myspecies.info>), com base em uma interpolação da α de Fisher de 2.282 parcelas de principalmente 1 hectare. Pontos pretos: α de Fisher de parcelas individuais. Cor de fundo verde: os valores interpolados calculados para 565 células de grade amazônica de 1 grau (~111 km). Em cinza, as seis regiões da Amazônia usadas neste capítulo (Quesada *et al.* 2011, ter Steege *et al.* 2013).

pécies de árvores (Amaral *et al.* 2000, Gentry 1988). Os escudos brasileiro e da Guiana têm uma diversidade muito menor, especialmente em direção às bordas da floresta amazônica.

A riqueza de espécies é mais alta em matas de terra firme (Figura 4.4), especialmente naquelas da Amazônia ocidental mais fértil e é mais baixa em florestas inundadas (várzeas e igapós), matas pantanosas e de areias brancas. Embora a fertilidade e as inundações possam afetar a riqueza de espécies, a diversidade de árvores (e seu inverso – dominância) também está ligada à área total que um determinado sistema compõe na Amazônia (ter Steege *et al.* 2000, ter Steege *et al.* 2019a).

4.2.1.2. Matas de areia branca

Matas de areia branca (conhecidas por nomes comuns como campinarana, caatinga amazônica, varilar) são encontradas em bolsões de depósitos altamente lixiviados de areia branca podzolizada (Adeney *et al.* 2016).

Matas de areia branca ocupam cerca de 3-5% da Amazônia, com maior ocorrência na região do alto Rio Negro e nas Guianas (Adeney *et al.* 2016). Elas geralmente são pobres em espécies, especialmente nas Guianas, uma característica frequentemente atribuída à sua pobreza de nutrientes, mas mais provavelmente uma consequência de sua

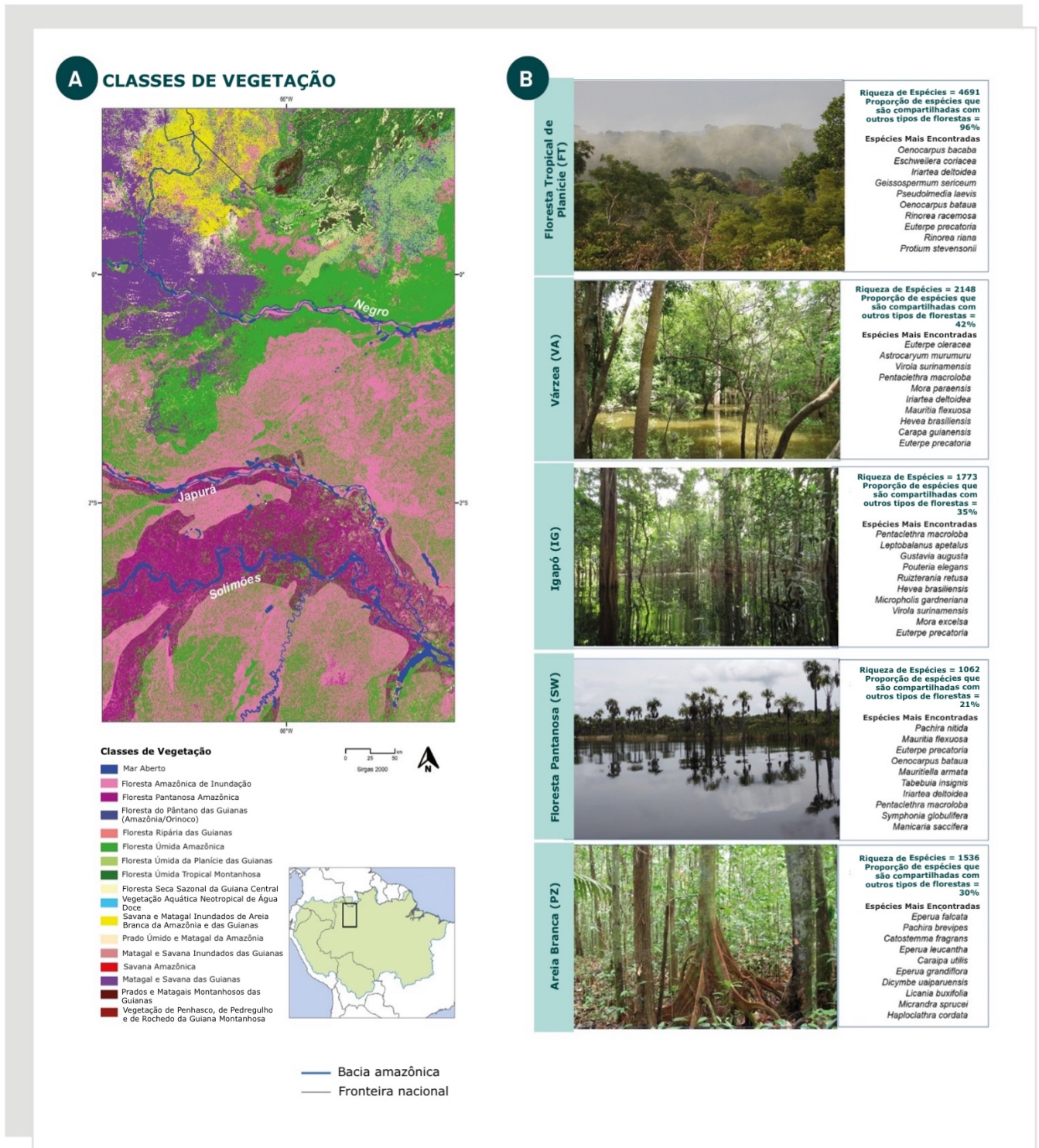


Figura 4.4 A. Ecossistemas-chave são encontrados nas florestas tropicais de planície amazônica, como florestas de inundação, savana amazônica, savana de areia branca e floresta sazonalmente seca. B. As dez espécies de árvores mais encontradas em ~2.000 parcelas em toda a Amazônia por tipo de floresta (IG – igapó, PZ – floresta de areia branca, SW – floresta de pântano, TF – floresta de terra firme, VA – floresta de várzea. Linhas de topo: total de espécies encontradas em parcelas nesses sistemas florestais e a porcentagem em comparação com as 5.058 espécies em todas as 2 mil parcelas (dados: ter Steege *et al.* 2015).

área pequena e fragmentada (ter Steege *et al.* 2000, 2019a). Devido às fortes diferenças de solo entre matas de areia branca e de terra firme, as matas de areia branca são caracterizadas por altos níveis de endemismo (Adeney *et al.* 2016).

Os gêneros de árvores tipicamente encontrados em matas de areia branca incluem *Eperua*, *Micrandra*, *Clathrotropis*, *Dicymbe*, *Hevea*, *Aspidosperma*, *Protium*, *Licania*, *Pouteria*, *Swartzia* (ter Steege *et al.* 2013). Áreas empobrecidas (muitas vezes devido a queimadas) tendem a ter mais vegetação arbus-tiva (localmente chamada de campina, bana, muri), muitas vezes dominada por umiris (*Humir-ria balsamifera*), e nas Guianas por faveiras (*Dimor-phandra conjugata*) (Lindeman e Molenaar 1959). Devido ao seu isolamento em pequenas manchas, as florestas de areia branca podem nunca recuperar espécies que foram perdidas (Álvarez Alonso *et al.* 2013). Os ecossistemas de areia branca na Amazônia central ainda permanecem inacessí-veis e pouco estudados (Adeney *et al.* 2016).

4.2.1.3. Savanas e pastagens

A vegetação de savana é caracterizada pela presença de até 40% de cobertura arbórea, muitas vezes com menos de 8 m de altura, com uma camada de graminóides. A savana ocupa 14% da bacia amazônica (incluindo a bacia Tocantins-Araguaia) e é distribuída em terras firmes no sudeste da Amazônia brasileira e em locais permanentemente ou sazonalmente inundados, como na savana de Beni, na Bolívia, em manchas de savana aberta sob areia branca lavada em toda a Amazônia, ou em terras degradadas sujeitas ao fogo. As savanas de areia branca são encontradas principalmente na área do alto Rio Negro e nas Guianas (veja acima). As savanas se estendem sobre substratos areno-argilosos e acabam formando ilhas florestais – em torno de 0,3 a 1,5km² – misturadas a pântanos em depressões e matas de galeria dentro da bacia, que fazem parte do sistema de drenagem de toda a paisagem. Savanas lenhosas em terras firmes ou terraços de relevo ligeiramente superior da planície aluvial são formações com espécies de sambaíba (*Curatella americana*),

cajuizeiro (*Anacardium microcarpum*), mangaba (*Hancornia speciosa*), pau-terra (*Qualea grandiflora*), muruci (*Byrsonima crassifolia*) e ipês (*Tabebuia* spp.), bem como gramíneas como fura-bucho (*Trachypogon*), grama-forquilha (*Paspalum*), junça (*Cyperaceae*) e outras (Pires e Prance 1985).

Entre as espécies animais características das savanas estão o cariacu (*Odocoileus virginianus*), a ema (*Rhea americana*), a tachã (*Chauna torquata*), o tatu-galinha (*Dasyplus novemcinctus*) e o lobo-guará (*Crysocyon brachyurus*).

4.2.2. Corpos de Água Doce e Zonas Úmidas

Os ecossistemas de água doce na bacia das planícies (elevações abaixo de 500 m) incluem rios, lagos e córregos, além de áreas com água permanente, temporária ou sazonal, ou com solos saturados, como pântanos, igarapés e várzeas. Esses ecossistemas são parte fundamental do grande sistema fluvial da Amazônia e ocupam >800.000 km², ou 14% da área de drenagem (Melack e Hess 2010; Hess *et al.* 2015). Os ecossistemas aquáticos na Amazônia são conectados através do *pulso anual de inundação*, a flutuação periódica do nível da água que conecta os rios com suas planícies de inundação e permite a troca de água, materiais orgânicos e inorgânicos e organismos (Junk e Wantzen 2003, Junk *et al.* 2015; ver 4.3.2 abaixo). Dependendo dos critérios de classificação (por exemplo, escala, composição florística, geomorfologia, padrão de inundação e química da água), os ecossistemas aquáticos e as zonas úmidas de água doce podem variar de alguns tipos gerais a mais de 30 ecossistemas distintos (Comer *et al.* 2020).

4.2.2.1. Rios, Lagos e Córregos Florestais

A bacia hidrográfica amazônica é formada pelo rio Amazonas e aproximadamente 269 afluentes de sub-bacias tributárias com áreas de captação entre 300-1.000 km² (Venticinque *et al.* 2016). Os maiores sistemas tributários que se juntam ao Amazonas são os rios Madeira, Negro, Japurá, Tapajós, Purus e outros que estão entre os 20 maiores rios do planeta. Com mais de 7 milhões de km²,

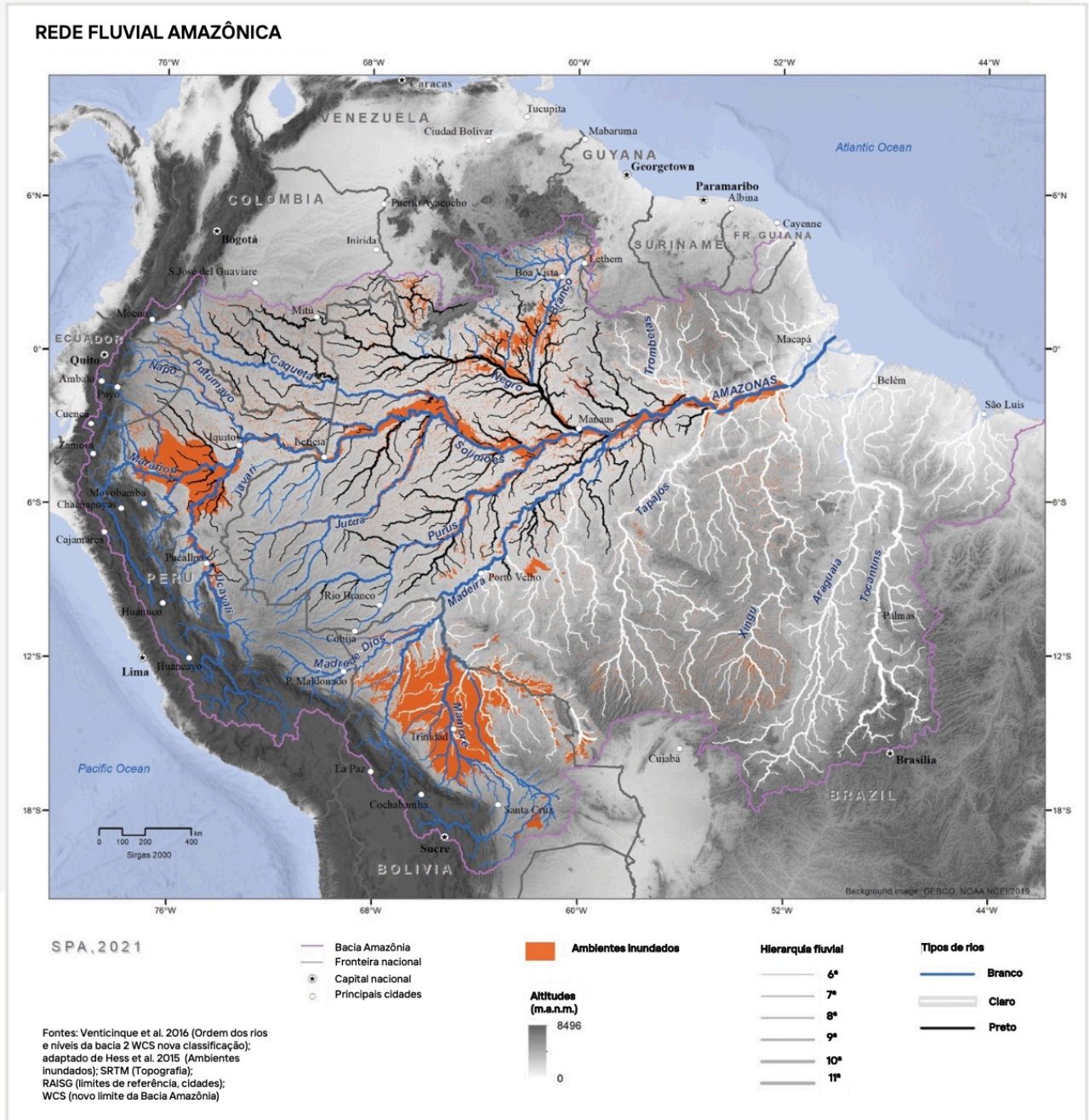


Figura 4.5 Rede Fluvial Amazônica nos maiores sistemas tributários e em toda a Bacia Amazônica (fonte: Venticinque et al. 2016), indicando a distribuição dos ambientes alagados (modificado de Hess *et al.* 2015). As áreas úmidas cobrem ~14% da bacia (não considerando a drenagem Tocantins-Araguaia e as áreas costeiras estuarinas) ($5,83 \times 10^6 \text{km}^2$) e 16% da bacia de várzea ($5,06 \times 10^6 \text{km}^2$) (Hess *et al.* 2015).

Tabela 4.1 Faixas de propriedades físico-químicas em águas negras, claras e brancas para rios e lagos de planícies de inundação em toda a bacia (texto cinza) (Fonte: Bogotá-Gregory *et al.* 2020). Condutividade (EC), carbono orgânico dissolvido (DOC), oxigênio dissolvido (DO), Inorgânico (Inorg.), Herbáceas (Herb.).^a Florescências periódicas de fitoplâncton (incluindo cianobactérias) induzem a supersaturação de DO (ca. 8–15 mg L⁻¹) e cor verde água clara.^b Precipitação de silte suspenso devido ao fluxo reduzido em lagos de planícies de inundação de água branca aumenta substancialmente a transparência em relação aos rios de água branca de origem.^c Hipóxia de águas altas resultando da decomposição de liteira em florestas de inundação; este efeito é maior em grandes planícies de várzea de água branca.^d Lagos de água branca rasos atingem temperaturas extremamente altas de água baixa.

Química da Água	Águas Brancas	Águas Claras	Águas Negras
pH	Alto (6,5-7,5) (quase neutro)	Intermediário (EC 5.5-8.0)	Baixo (3.5-6.0) (ácido)
Cor	Túrbido, Café com Leite	Claro ou azul-esverdeada	Avermelhado ou acastanhado
Nutrientes	Alto (EC 40-300 µScm ⁻¹)	Baixo (EC 5-40 µS cm ⁻¹)	Baixo (EC 5-20 µS cm ⁻¹)
Cátions dominantes	Na ⁺ /K ⁺	Variável	Ca ²⁺ /Mg ²⁺
Ânions dominantes	CO ₃ ²⁻ /NO ₃ ⁻ /PO ₄ ³⁻	Variável	SO ₄ ²⁻ /Cl ⁻
COD	Alto	Baixo	Alto
Transparência	Baixo (0,1-0,6 [geralmente < 0,3] m) Variável (AB <0,6, AA 0,5-3 m) ^b	Alto (1-3 m)	Alta (0.6-4 m)
DO^a	Alto (2-8 mg l ⁻¹) Variável (AB ^c 2-8, AA ^c 0-3 mg l ⁻¹)	Alto (2-8 mg l ⁻¹)	Alto (2-8 mg l ⁻¹)
Temperatura	Alta (29-32°C) Variável (AB 29-34, AA 27-32 °C) ^d	Alta (29-32°C)	Alta (29-32°C)
Carga inorg. de sedimentos	Alto	Baixo	Baixo
Tipo de sedimentos	Silte aluvial fino	Areia	Areia
Fertilidade dos sedimentos	Alto	Baixo	Baixo
Macrófitas herbáceas	Ausente-Esparsa	Ausente-Esparsa	Ausente-Esparsa
Floresta de planícies de inundação	Várzea (alta produtividade)	Igapó (produtividade intermediária)	Igapó (baixa produtividade)

a Amazônia é a rede hidrográfica mais extensa do mundo, delimitada por matas ciliares ou brejos e sustenta a maior diversidade de peixes de água doce da Terra; uma ictiofauna que equivale a 15% de todas as espécies de água doce atualmente descritas (Junk *et al.* 2011, Tedesco *et al.* 2017). Nas comunidades animais associadas aos ecossistemas aquáticos existem inúmeras espécies de peixes além de espécies icônicas como a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), a lontra (*Lutra longicaudis*), a ariranha (*Pteronura brasiliensis*), os botos do Rio Amazonas (*Inia spp.*), o tracajá (*Podocnemis*

unifilis), o mata-mata (*Chelus fimbriatus*), anaconda (*Eunectes murinus*), o jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) e outras espécies de crocodilos, entre outras.

A rede fluvial amazônica é composta por diferentes tipos de águas (Figura 4.5). Os rios amazônicos geralmente são classificados em águas brancas, águas claras e águas negras, com base na cor da água, o que está relacionada à transparência, acidez (pH) e condutividade elétrica (Sioli 1984, Bogotá-Gregory *et al.* 2020, Tabela 4.1). Essas características da água também se correlacionam com

as propriedades geológicas e geomorfológicas das bacias hidrográficas e suas origens (McClain e Naiman 2008). As propriedades de captação influenciam diretamente na composição e quantidade de sedimentos em suspensão na água e, por sua vez, na produtividade dos rios e lagos de planícies de inundação (Sioli 1984). As comunidades de peixes nos rios e planícies de inundação associadas também são influenciadas pelas características da água. Condutividade e turbidez, em particular, parecem ser os principais impulsionadores que moldam as comunidades de peixes amazônicos (Bogotá-Gregory *et al.* 2020).

Os rios de águas brancas (como o tronco principal da Amazônia, Caquetá-Japurá, Marañón, Ucayali e Madeira) têm origem nos Andes ou, no caso dos rios Juruá e Purus, nas elevações montanhosas e acidentadas abaixo dos mil metros na região de Ucayali, no Peru. As montanhas andinas fornecem a maior parte dos sedimentos terrestres, matéria orgânica e nutrientes minerais que influenciam a hidrologia, geomorfologia, bioquímica, ecologia e produtividade dos rios de águas brancas e suas planícies aluviais, até o rio Amazonas estuário, manguezais associados e o oceano (McClain e Naiman 2008; Filizola e Guyot 2009; Encalada *et al.* 2019). Grandes cargas de sedimentos derivadas dos Andes controlam a erosão e a largura do canal a jusante, as elevações do leito e a disponibilidade de habitats ribeirinhos e vegetação. Estas, por sua vez, influenciam a conectividade entre canais fluviais e planícies de inundação e, portanto, padrões espaciais de inundação e produtividade da planície de inundação (Constantine *et al.* 2014; Forsberg *et al.* 2017). Os rios de águas brancas são turvos, com transparência da água variando entre 20 e 60 cm, porque as altas cargas de sedimentos contêm partículas em suspensão de argila do solo drenado e material vegetal completamente degradado. Os rios de água branca têm pH quase neutro e a concentração relativamente alta de sólidos dissolvidos é refletida na condutividade elétrica, que varia entre 40–300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (McClain e Naiman 2008, Bogotá-Gregory *et al.* 2020). Os rios de águas brancas são cercados por diversas florestas de

várzea e extensas áreas úmidas de prados flutuantes (Wittmann *et al.* 2011, ver 4.2.2.2. abaixo).

Os rios de águas claras (como os rios Tapajós e Xingu) têm suas bacias hidrográficas superiores na região do cerrado do Brasil central e drenam o antigo escudo brasileiro, que foi fortemente erodido ao longo de milênios (Sioli 1984). O pH dos rios de águas claras varia de ácido a neutro, dependendo do solo, e a água dificilmente carrega sólidos suspensos e dissolvidos (Sioli 1984). A transparência de suas águas esverdeadas é alta (100–300 cm), a condutividade elétrica varia entre 5–40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o pH varia entre 5,5–8 em grandes rios (Bogotá-Gregory *et al.* 2020).

Os rios de água negra têm sua origem em terras baixas, são translúcidos, ricos em carbono orgânico dissolvido e pobres em nutrientes. Rios como o Negro no Brasil e Vaupés e Apaporis na Colômbia drenam o escudo pré-cambriano da Guiana, caracterizado por grandes áreas de areias brancas (podzois). A transparência da água varia entre 60–400 cm, com baixas quantidades de matéria em suspensão, mas altas quantidades de ácidos húmicos (ricos em carbono orgânico dissolvido [COD] da degradação incompleta do material vegetal florestal), que dão à água uma cor acastanhada-avermelhada. Os valores de pH estão na faixa de 3,5–6 e a condutividade elétrica varia entre 5–20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Bogotá-Gregory *et al.* 2020). Os rios de águas claras e negras são cercados por outro tipo de floresta alagada, o igapó (veja 4.2.2.2. abaixo para uma descrição detalhada das áreas úmidas das planícies de inundação amazônicas).

No entanto, muitos rios e córregos não se encaixam facilmente nessas três categorias e são considerados como “águas mistas”. A grande variabilidade na bioquímica da água resulta da influência de afluentes de ordem inferior com diferentes propriedades biogeoquímicas da água que variam sazonalmente, dependendo dos níveis de inundação e conectividade.

Os lagos amazônicos são o resultado de processos fluviais em depressões ou vales inundados.

Quatro categorias principais são distinguidas: 1) lagoas em terras antigas sem relação direta aos sistemas fluviais (por exemplo, o Monte dos Seis Lagos no norte da Amazônia), 2) lagoas em vales fluviais e sedimentos quaternários (sem relação a características geográficas: por exemplo, estados do Pará e Rondônia), 3) lagoas gerados por processos fluviais (por exemplo, a Formação Boa Vista no norte da Amazônia) e 4) "lagoas" de zonas úmidas (um mosaico de lagoas com uma grande diversidade em origem, forma e funcionamento) (Latrubesse 2012). Dependendo dos processos fluviais, dois outros grupos são reconhecidos: 1) lagoas formadas pelo deslocamento lateral do canal, em trechos de canais e meandros abandonados (lagoas ou pântanos dependendo do grau de sedimentação), e lagoas que unem ilhas à planície de inundação; e 2) lagoas gerados por feições geográficas, como as construídas por processos de acreção vertical no canal principal e por inundações na planície aluvial (por exemplo, lagoas quadradas também influenciadas pela tectônica no sudoeste da Amazônia), ou por deltas de planícies aluviais, com diques e vales bloqueados (por exemplo, lagoas de ria).

Em rios sinuosos, como os encontrados na Bacia Amazônica, depósitos de sedimentos ricos em argila se formam dentro das planícies de inundação. Esses depósitos de argila diminuem o fluxo de água e, assim, ajudam a diminuir as taxas de migração do canal – para cima e para baixo dos córregos – afetando a erodibilidade da margem em grande escala (10-50 km) e a sinuosidade em 30% (Schwendel *et al.* 2015). O tamanho do grão dos depósitos de sedimentos ricos em argila é semelhante ao dos depósitos próximos à saída de um lago sinuoso (1,5–3,0 μm) e formam tampões de argila (Gautier *et al.* 2010). Os meandros abandonados dos rios são conhecidos como braços mortos que podem ou não recuperar a sinuosidade do rio. No entanto, enquanto as águas estagnadas permanecem, as comunidades de plantas aquáticas submersas rapidamente colonizam lagoas de planícies de inundação, incluindo espécies como *Victoria amazonica*, *Lemna* spp., *Nymphaea gardneriana* e *Eichhornia* spp., entre outros. Os braços

mortos dos rios de água negra tipicamente não têm comunidades de plantas aquáticas devido aos seus baixos níveis de nutrientes.

Poucas áreas dentro da planície amazônica estão a mais de 100 m acima do rio, onde a água chega à superfície na forma de uma densa rede de pequenos riachos. A maior parte da fauna do córrego depende de entradas de energia da floresta circundante (por exemplo, insetos e material vegetal) e grande parte da flora e fauna terrestres também depende dos recursos dos córregos. Conexões intrincadas entre ecossistemas aquáticos e terrestres continuam à medida que os riachos se aglutinam para formar rios maiores. Em geral, riachos pequenos são considerados parte do ecossistema da floresta de terra firme e abrigam grande biodiversidade aquática (Arbelaez *et al.* 2008). No entanto, como eles formam rios maiores, o dossel da floresta não é mais contínuo, em vez disso, as áreas de inundação ao redor dos rios suportam florestas extensas (ver 4.2.2.2. abaixo), e os ecossistemas terrestres e aquáticos tornam-se mais distintos (ver 3.2. abaixo).

4.2.2.2. Áreas Úmidas de Água Doce

Existem várias definições de áreas úmidas, mas uma definição ampla e simples é proposta por Junk *et al.* (2011, 2014), que afirma que “zonas úmidas são ecossistemas na interface entre ambientes aquáticos e terrestres com biota adaptada para a vida na água ou em solos saturados de água”. Esforços recentes de mapeamento em grande escala identificaram inúmeras áreas úmidas dominadas por vegetação, em diferentes sub-bacias de toda a Bacia Amazônica. Se considerarmos pequenas áreas úmidas ribeirinhas e savanas e pastagens alagadas, a área estimada coberta por áreas úmidas se estende para 2,3 milhões de km^2 ou 30% da bacia (Junk *et al.* 2011). As zonas úmidas são divididas em dois grupos principais: 1) aquelas com níveis de água relativamente estáveis (por exemplo, pântanos de palmeiras buriti *Mauritia flexuosa*) e 2) aquelas com níveis de água oscilantes (por exemplo, florestas de inundação, manguezais). Algumas dessas zonas úmidas são

dominadas por florestas e são distribuídas amplamente. Em contrapartida, outras são emblemáticas, pois representam regiões específicas dentro da bacia, como os ecossistemas de savana nos Llanos de Moxos, localizados na bacia da Madeira, na Bolívia; savanas do Bananal do Brasil, que são pastagens sazonalmente inundadas, sedimentos e florestas abertas, entre muitos outros (Castello *et al.* Figura 4.1. Na bacia do Alto Negro, o Refúgio das Savanas do Amazonas e partes do Refúgio Imeri são considerados centros de endemismo para espécies arbóreas de planícies de inundação, como *Mauritia carana*, *Ocotea esmeraldana* e *Vitex calothyrsa* (Junk *et al.* 2010). Todas estas áreas úmidas são vitais para apoiar os meios de subsistência das comunidades locais.

Floresta de planície de inundação As florestas inundadas sazonalmente são as segundas em área em relação às florestas de terra firme (0,76 milhão de km², 10%) e sujeitas a pulsos de inundação anuais previsíveis e duradouros (Junk *et al.* 2011; veja também 4.3.2. abaixo). Essas florestas são inundadas devido à sua baixa localização topográfica e solos mal drenados. As inundações podem durar até seis meses e os níveis de água podem variar até 10 m entre as estações seca e de inundação (Schöngart e Junk 2007). O tempo, a duração e a magnitude são variáveis em toda a bacia. Tal variação temporal e espacial é impulsionada principalmente por padrões de circulação de ar e precipitação de cabeceira modulada pela Zona de Convergência Intertropical e pela topografia (Siddiqui *et al.* 2021). Embora essas florestas sejam inundadas anualmente, distinguimos diferentes zonas florísticas, que são influenciadas pela entrada de sedimentos e nutrientes das águas dos rios, por regimes de inundação e pela dinâmica hidro-geomórfica (Prance 1979, Wittmann 2010).

As florestas de inundação ao longo dos rios de águas brancas são conhecidas como várzea no Brasil (ou *rebalse* na Colômbia) e representam o tipo mais extenso de floresta inundada da América do Sul, cobrindo aproximadamente 0,46 milhão de km² da Bacia Amazônica (Junk e Wittmann, 2017). As florestas de várzea de rios de

água branca da Amazônia contêm cerca de mil espécies de árvores, tornando-as as mais diversas florestas de inundação do mundo (Ferreira e Prance 1998; Wittmann *et al.* 2002, 2006). Um número significativo de espécies arbóreas é quase inteiramente restrito à planície de inundação (~40% das espécies arbóreas de várzea da Amazônia central mais comuns), enquanto apenas ~31% das espécies arbóreas na várzea são compartilhadas com a floresta de terra firme (Wittmann *et al.* 2011). Devido ao influxo sazonal de nutrientes transportados pelos rios de águas brancas, as florestas de planícies de inundação são eutróficas e altamente produtivas (Junk and Piedade 1993), mas sua diversidade de flora e fauna é menor que a da floresta de terras firmes (Patton *et al.* 2000; Haugaasen e Peres 2005a, b). Isso se deve à pressão seletiva imposta pelas inundações anuais prolongadas. Devido à sua alta produtividade, as várzeas têm sido importantes centros de colonização humana que se intensificaram nos últimos trinta anos (Piedade *et al.* 2010). Os dados sobre a produtividade dos ecossistemas aquáticos amazônicos são relativamente escassos, mas aqueles disponíveis mostram que valores notavelmente altos são possíveis localmente. Isto é provavelmente devido à combinação de nutrientes abundantes e abastecimento de água, insolação e macrófitas adaptadas para ocupar rapidamente a interface água-atmosfera quando as condições o permitem (Tabela 4.2). As florestas de várzea do Brasil, Peru e Equador são caracterizadas pela presença de famílias como Fabaceae, Moraceae, Arecaceae, Lecythidaceae e Annonaceae (Nebel *et al.* 2001) e o período inundado pode variar de 1 ou 2 meses a 6 meses. Em várzeas da Amazônia central, espécies arbóreas características incluem *Ceiba pentandra*, *Hura crepitans*, *Nectandra amazonum* e *Cecropia* spp. (Worbes 1997). Essas espécies representam as espécies florestais de sequência inicial, têm baixa densidade de madeira e compõem o processo sucessional que é regido pela sazonalidade hidrológica. A densidade de árvores (com 10 cm DAP) na várzea varia ao longo dos estágios sucessionais e da posição do gradiente de inundação (ou seja, várzeas altas e baixas), tendo em média 400–500 indivíduos por hectare com maiores valores

ocorrendo no início dos estágios secundários (800-1.000 indivíduos por ha⁻¹) (Wittmann *et al.* 2011).

Há também florestas de planícies de inundação ao longo de rios de água negra (Junk *et al.* 2011), denominadas de igapó no Brasil. As florestas de igapó são sazonalmente inundadas por rios de água preta (ou clara), com até 9 m de profundidade, e cobrem cerca de 302 mil km² (Melack e Hess, 2010; Junk *et al.* 2011). Devido à falta de nutrientes do solo, a abundância de árvores e biomassa nas florestas de igapó é muito menor do que nas florestas de várzea ou de terra firme (Ferreira 1997, Junk *et al.* 2015, Wittman e Junk 2017). Montero *et al.* (2014) registraram 6.126 árvores com 243 espécies, 136 gêneros e 48 famílias em 10 hectares ao longo do médio Rio Negro. A maioria das espécies encontradas nos igapós existem também em outros ecossistemas, como florestas de terra firme e de várzea, savana, pântanos ou florestas de areia branca (Junk *et al.* 2015). Dentre as ervas, 55 espécies foram documentadas, pertencentes a 20 famílias (Lopes *et al.* 2008); a maioria das espécies foi encontrada com hábitos exclusivamente terrestres nos igapós e pertencem a duas famílias principais: Cyperaceae (45% do total) e Poaceae (7,3%) (Piedade *et al.* 2010).

De forma geral, a comparação entre as florestas de terra firme, várzea e igapós demonstra diferenças na riqueza arbórea (Figura 4.4) e tendências

estruturais no número de indivíduos. Em geral, a floresta de terra firme apresenta maior densidade e riqueza de árvores de grande porte (diâmetro à altura do peito ≥ 10 cm), seguida das florestas de várzea e igapós.

Pântanos Permanentemente Inundados Áreas permanentemente inundadas ou alagadas (pântanos) ocupam uma pequena área em comparação com outros ecossistemas da Amazônia (80 mil km², 1%). As extensas formações de palmeiras de *Mauritia flexuosa*, *Oenocarpus bataua* e *Euterpe oleracea* (Arecaceae) são bem características dos pântanos da Amazônia. Sua distribuição é azonal, pois são encontrados desde as planícies até os sopés dos Andes, até 500 m de altitude, sempre associados a águas negras altamente estagnadas (Moraes R *et al.* 2020), como em depressões permanentes alagadas dentro da paisagem de savana (*Mauritia flexuosa*) (Junk *et al.* 2010). Há também áreas permanentemente pantanosas com plantas enraizadas em canais ou depressões dentro da planície aluvial, caracterizadas por espécies herbáceas, incluindo *Cyperus giganteum*, *Thalia geniculata*, *Pontederia* spp., *Eichornia* spp., entre outros (Pires e Prance 1985; Beck e Moraes R 1997).

Savana Inundada As savanas sazonalmente inundadas da planície aluvial cobrem uma área de ca. 200 mil km² (Pires e Prance 1985) e representam 6% das comunidades de plantas inundadas (Meirelles 2006). Elas existem na Amazônia seten-

Tabela 4.2 Produção primária líquida (PPL, peso seco) para as populações e comunidades mais importantes de plantas herbáceas aquáticas na várzea amazônica central. A PPL foi medida sob diferentes métodos e assumida como tendo uma perda mensal entre 10 e 25% da biomassa (Fonte: Piedade *et al.* 2010).

População/Comunidade	PPL máxima (t.ha ⁻¹)	Tempo para produção (meses)
Povoamentos monoespecíficos de canarana-de-pico (<i>Echinochloa polystachya</i>) (Kunth) Hitchcock ¹	100	12
Povoamentos monoespecíficos de capim-mori (<i>Paspalum fasciculatum</i>) Willd. ²	70	7.7
Populações mistas dominadas por canarana (<i>Hymenachne amplexicaulis</i>), Nees ²	48	9.5
Povoamentos monoespecíficos de cavalinha-paspalum (<i>Paspalum repens</i>) P.J. Bergius ²	33	4
Povoamentos monoespecíficos de <i>Oryza perennis</i> Moench ²	27	4
Populações mistas dominadas por <i>Oryza perennis</i> Moench ²	17.5	5

trional (Roraima e Rupununi) e meridional (savana Beni), ao longo dos cinturões de Cerrado no Brasil e nas Guianas, e apresentam forte sazonalidade climática (vários meses secos) (Junk *et al.* 2011).

As inundações são influenciadas principalmente pelas chuvas e pela cheia dos rios durante 3-5 meses do ano, mas em questão de horas, a inundação se infiltra e a paisagem retorna ao seu estado natural sem água permanente, exceto em locais mais baixos e em depressões ligadas aos rios. Nas planícies aluviais dos rios de águas brancas predominam as espécies de Poaceae (32% do total), seguidas por Cyperaceae (20%) (Junk e Piedade 1993), e sua contribuição para a produção primária líquida (PPL) fazem delas a comunidade herbácea aquática mais importante (Piedade *et al.* 2010).

Savanas e campos naturais inundados são ecossistemas muito frágeis. Os processos de savanização estão sendo gerados pela redução das florestas de inundação devido a várias dinâmicas, como desmatamento e incêndios impulsionados por secas severas em regiões minimamente inundadas. Tais mudanças ecossistêmicas favorecem campos naturais e comunidades aquáticas deterioradas, como foi demonstrado no Pantanal, que é considerado uma savana hiper-sazonal (Nunes da Cunha e Junk 2004).

Manguezais Os manguezais ocupam áreas relativamente pequenas em um cinturão litorâneo estreito junto ao Oceano Atlântico e no estuário do Amazonas. Os manguezais estão sujeitos a inundações por água salgada ou água salobra e têm apenas algumas espécies de árvores, geralmente de estrutura uniforme, não excedendo 10 m de altura. As espécies dominantes de mangue (em ordem de abundância) são *Rhizophora mangle* (nomes comuns sendo, mangue verdadeiro no Brasil, mangue vermelho em outros lugares), *Avicennia nitida* e *Laguncularia racemosa* (Pires e Prance 1985, Junk *et al.* 2010). Os manguezais brasileiros ocorrem principalmente ao longo das costas dos estados do Amapá, Pará e Maranhão e cobrem uma área de cerca de 14 mil km² (ICMBio 2018). A

maior área de mangue se estende para o sul de Belém e mede pelo menos 7 mil km² (FAO 2007; Menezes *et al.* 2008). Pouco se sabe sobre as áreas úmidas ao longo da costa ao norte de Belém. Para a Guiana, Huber *et al.* (1995) estimaram que existem cerca de 900 km² de manguezais costeiros. Em áreas com influência muito forte de água doce próximo à costa atlântica, as florestas de várzea podem tomar o lugar dos manguezais.

4.3. Funcionamento do Ecossistema

4.3.1. Produtividade primária, nutrientes, dinâmica florestal e decomposição

4.3.1.1. Ecossistemas terrestres

Na Amazônia, os fatores climáticos exercem a maior influência na produção primária bruta (PPB) nos ecossistemas terrestres, mas uma ampla gama de outros fatores relacionados ao solo, perturbação florestal e composição de espécies também são influentes na determinação de como o carbono capturado é alocado e por quanto tempo é armazenado na biomassa lenhosa das árvores e outros compartimentos do ecossistema. Assim, estudos de baixo pra cima da massa de carbono e sua variação sazonal utilizando medições intensivas em parcelas da rede GEM (Global Ecosystems Monitoring) (Malhi *et al.* 2021) mostram variação na PPB entre os locais de cerca de 33 a 38 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para florestas mais úmidas (no oeste e norte) para valores mais baixos de 25 a 30 Mg C há⁻¹ ano⁻¹ nas florestas mais secas do Escudo Brasileiro e da Amazônia central (Malhi *et al.* 2015). No entanto, a eficiência no uso de carbono (CUE), definida como a fração de carbono fixo que é usada para produzir matéria vegetal, ou seja, PPL dividido por PPB, parece ser menor (0,3 – 0,4) em locais mais úmidos do que em locais mais sazonais (0,4 – 0,5). No geral, o declínio na PPB nos locais mais secos é compensado por mudanças na CUE e na alocação, de modo que nesses estudos muitas vezes não há declínio claro no crescimento de árvores lenhosas em direção a partes mais sazonais da Amazônia. Mudanças compensatórias na CUE e alocação não relacionadas ao clima

podem efetivamente desacoplar a variação espacial em PPB, PPL e crescimento lenhoso.

Medições menos intensivas, porém, mais extensas, do crescimento lenhoso e da mortalidade das árvores (Quadro 4.1), combinadas com a composição das espécies e as medições do solo, ajudaram a confirmar o papel dos fatores não climáticos que afetam a forma como o carbono é alocado nos ecossistemas amazônicos. Nos amplos inventários florestais RAINFOR, a produção lenhosa acima do solo está mais intimamente ligada a fatores edáficos, como concentrações de fósforo, do que ao clima (por exemplo, Quesada *et al.* 2012). Outros fatores não climáticos também desempenham um papel. Assim, as altas taxas de mortalidade de árvores de algumas florestas amazônicas como resultado da perturbação do vento (por exemplo, Esquivel Muelbert *et al.* 2020), enquanto a estrutura física pobre e as profundidades rasas de enraizamento de muitos solos da Amazônia ocidental (Quesada *et al.* 2012), garantem que mais florestas aqui estejam naturalmente nos estados sucessionais iniciais do que intermediários. Estas tendem a produzir madeira mais rapidamente e podem ter maiores eficiências de uso de carbono (Rödig *et al.* 2018). Além disso, a natureza das espécies presentes também faz diferença; onde a diversidade filogenética das árvores é maior, as florestas têm maiores níveis de produtividade lenhosa, mesmo sendo responsáveis por fatores climáticos e edáficos covariantes (de Souza *et al.* 2019). Há também evidências de que os animais podem aumentar a ciclagem de nutrientes e, posteriormente, a produtividade da floresta (por exemplo, Sobral *et al.* 2017), e é possível que a extinção pré-colombiana da megafauna amazônica tenha impactado negativamente a produtividade, retardando a transferência de nutrientes das planícies de inundação mais ricas para as florestas de terra firme do interior, uma função que os grandes herbívoros originais teriam realizado (Doughty *et al.* 2016).

O que tudo isso significa para a dinâmica florestal, a biomassa e o armazenamento de carbono? Gráficos de inventário mostram que as diferenças na

biomassa acima do solo acompanham mais de perto os fatores edáficos subjacentes do que os fatores climáticos.

As taxas de mortalidade variam muito em toda a Amazônia, sendo mais altas nas regiões oeste e sul, em torno de 2,2-2,8% ao ano, do que nas regiões centro-norte e leste, onde 1,1 - 1,5% é o típico (Phillips *et al.* 2004, Marimon *et al.* 2014, Esquivel *et al.* 2020). As florestas de rotação rápida geralmente correspondem aos locais onde os solos são relativamente ricos quimicamente, mas oferecem pouco suporte estrutural físico. Associada a essas altas taxas de mortalidade de povoamento de árvores está a prevalência de espécies com estratégias 'live-fast-die-young' de história de vida, que tendem a favorecer o crescimento em relação à sobrevivência, com uma densidade da madeira menor, armazenando menos carbono (Baker *et al.* 2004, ter Steege *et al.* 2006, Honorio Coronado *et al.* 2009, Patiño *et al.* 2009).

Notavelmente, a densidade de madeira ponderada da área basal nas florestas de rotação lenta do nordeste da Amazônia é até 50% maior do que nas florestas de rotação rápida no sul e oeste (Phillips *et al.* 2019). Em suma, três décadas de observação cuidadosa em parcelas permanentes mostram que a variação espacial nos estoques e dinâmicas de carbono da biomassa amazônica é mais impulsionada pelas condições do solo do que pelo clima e pela variação espacial na mortalidade do que pela produtividade. Essas descobertas vão contra o paradigma dominante nos modelos de vegetação ecossistêmica, que enfatizam o papel do clima e dos processos de produção de carbono (PPB, PPL, crescimento de árvores), em vez de sua rotatividade e perda (especialmente mortalidade), e que muitas vezes ignoram as restrições físicas e a composição florística fatores que determinam em grande parte a biomassa florestal amazônica.

Os principais efeitos dos solos na função do ecossistema amazônico são garantidos também pelos animais e por suas funções importantes, incluindo a herbivoria e a dispersão de sementes. Viajantes do oeste para o leste da Amazônia ficam

QUADRO 4.1 Qual a variação da longevidade das espécies amazônicas?

A idade das árvores foi inferida geralmente com base nas taxas de crescimento do diâmetro do tronco (anéis de crescimento) (Figura B4.1A), mortalidade (Condit *et al.* 1995, Shöngart *et al.* 2015), ou por datação por radiocarbono (^{14}C) (Chambers 1989, Vieira *et al.* 2005). Os valores de longevidade máxima com base em estudos demográficos foram inferidos em 93 espécies de árvores de dossel na floresta tropical da Amazônia Central, considerando a influência do ciclo de vida, como densidade da madeira, forma de crescimento, taxa de mortalidade, taxa de recrutamento, diâmetro do tronco, aumento do crescimento e densidade populacional. A longevidade máxima variou de 48 anos para a árvore pioneira (imbaúba (*Pourouma bicolor*) (Cecropiaceae) a 981 anos para a árvore de dossel cucutiribá (*Pouteria manaosensis*) (Sapotaceae), com média geral de 336 ± 196 anos (Laurance *et al.* 2004). Essas estimativas de idade máxima da árvore coincidiram com as análises das taxas médias de mortalidade; a longevidade da árvore foi positivamente correlacionada com a densidade da madeira, o diâmetro máximo do caule e a densidade populacional, enquanto foi negativamente relacionada à mortalidade anual, recrutamento e taxas de crescimento; as espécies pioneiras tinham longevidade muito mais curta do que as árvores clímax (Laurance *et al.* 2004).

Os dados das idades das árvores fornecem informações importantes para a conservação e o manejo florestal sustentável. Por exemplo, as árvores emergentes antigas na Amazônia central representam um componente-chave do orçamento de carbono da floresta, pois cerca de 50% da biomassa acima do solo é retida em menos de 10% das maiores árvores (Chambers *et al.* 1989). O tempo necessário para uma árvore atingir um certo diâmetro varia de acordo com

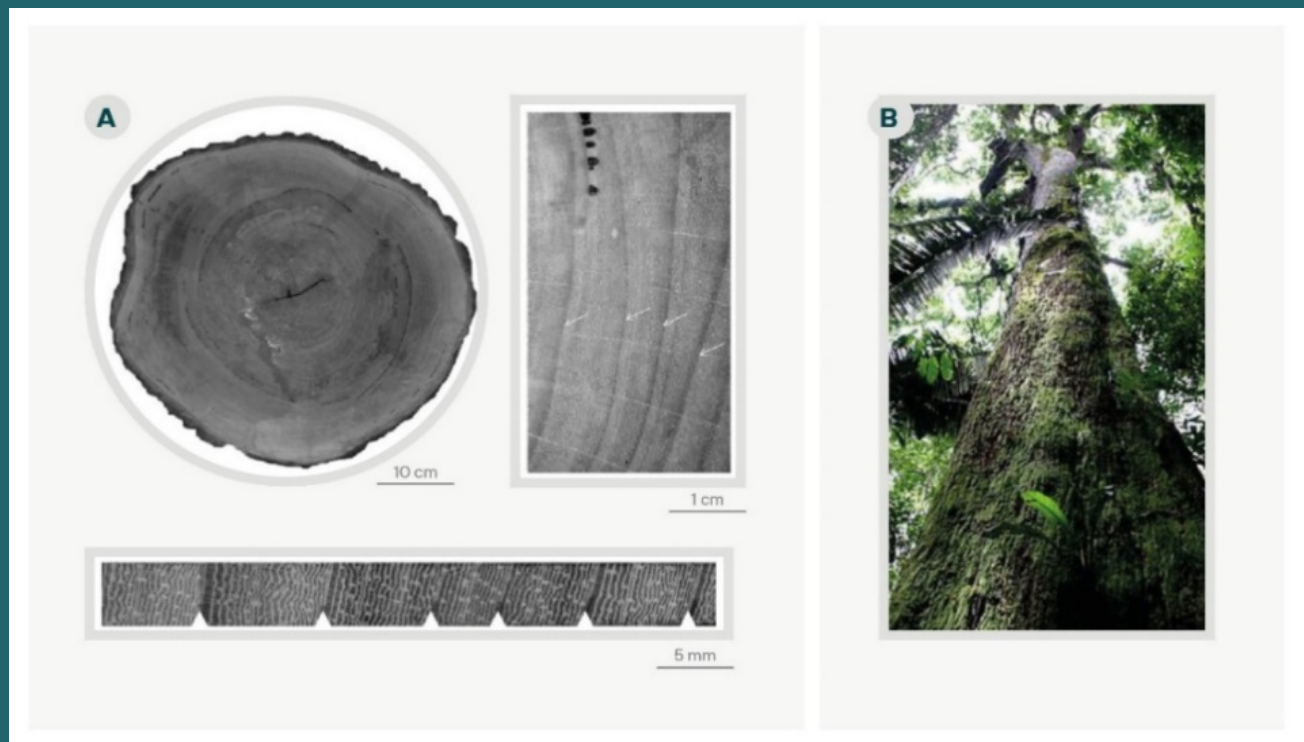


Figura B4.1 (A) Disco de caule e Anéis de árvore da castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa*) Bonpl. (Lecythidaceae) de uma plantação de árvores em Manaus. Os anéis das árvores são definidos por um padrão alternado de fibra (tecido escuro) e parênquima (tecido claro) (Shongart *et al.* 2015, ©Wiley). (B) a castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa*) atinge 50 metros de altura em florestas de terra firme e 400 anos de idade (© WWF-Brasil / Clóvis Miranda).

QUADRO 4.1 *continuação*

taxas de crescimento radial, sendo a atividade cambial influenciada pelas condições abióticas do local e pela precipitação que limita a água na estação das secas (Worbes 1999). a castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa*) (Lecythidaceae), uma árvore de 50 m de altura, pode atingir 400 anos e um diâmetro de 150 cm (Figura B4.1). Como o crescimento é maior sob condições favoráveis de luz (por exemplo, debaixo de aberturas no dossel), uma árvore com 10 cm de diâmetro pode ter uma idade variando de 13 a 50 anos (Shöngart *et al.* 2015). O guanandi (*Calophyllum brasiliense*) (Calophyllaceae), uma árvore tolerante a inundações, pode atingir uma idade máxima de 490 anos em uma planície de inundação de águas negras. Sob condições de alagamento permanente, a longevidade é reduzida para 72 e 134 anos. Por causa disso, para atingir o limite de corte de 50 cm de diâmetro com base nas normas de manejo florestal na Amazônia brasileira, o guanandi (*C. brasiliense*) passaria 70 anos em planícies de inundação de rio branco, mas notáveis 400 anos em planícies de inundação de água negra (Rosa *et al.* 2017), sugerindo que uma exploração florestal planejada é necessária para garantir a conservação das espécies (Schöngart 2008).

A relação entre taxas de crescimento radial e precipitação nas planícies de inundação amazônicas permite estimar o efeito da variabilidade climática induzida pelo fenômeno El Niño com a dinâmica florestal. Eventos de baixa precipitação influenciados pelo El Niño (ver Capítulo 22) estão relacionados ao aumento dos períodos de crescimento nas espécies de madeira de lei de longa duração (143 a 289 anos) *Piranhea trifoliata* Baill. (Picodendraceae). Ao contrário das florestas de terra firme, a influência das secas nas taxas de crescimento das árvores de planícies de inundação pode aumentar a absorção de carbono, compensando parcialmente o carbono emitido pelas florestas de terra firme nos períodos do El Niño (Shöngart *et al.* 2004). Os esforços para determinar a idade e a taxa de crescimento de árvores tropicais sob condições alagadas ou não alagadas, e a influência das condições climáticas e do solo nos padrões de crescimento, são essenciais para orientar o uso inteligente e a preservação a longo prazo (Vetter e Botosso 1989, Shöngart *et al.* 2008).

baixa de insetos, o que torna o trabalho de campo muito mais confortável. Isso provavelmente reflete controles fundamentais sobre cátions e outros nutrientes no metabolismo de consumidores de animais (por exemplo, Kaspari *et al.* 2009), assim como produtores de plantas (por exemplo, Lloyd *et al.* 2015). Nas florestas de areia branca da Amazônia, a interação de solos empobrecidos e herbivoria pode favorecer investimentos de defesa das plantas, enquanto nas formações florestais com solos argilosos são favorecidas espécies que comprometem recursos para crescimento rápido (Fine *et al.* 2006). Animais grandes também respondem aos controles de solo de baixo para cima; por exemplo, Stevenson *et al.* (2016) verificaram que a abundância e a diversidade de primatas neotropicais são amplamente controladas pela

produção de frutos, e com biomassa e diversidade muito maiores na Amazônia ocidental do que na Guiana e nos Escudos Brasileiros. É provável que esses efeitos se estendam a muitos outros grupos de animais, pois sabemos há mais de um terço de século que a produção de flores e frutos nos neotrópicos está intimamente ligada à disponibilidade de nutrientes do solo (Gentry e Emmons 1987).

Por fim, observamos que o clima, no entanto, impacta as taxas de produção lenhosa, o que tem claras consequências para o armazenamento de carbono florestal e a biodiversidade. Tanto na Amazônia quanto em outras regiões, a produção lenhosa é inibida nos climas mais extremos da floresta tropical sazonal, com altas temperaturas

máximas e altos déficits hídricos sazonais (Sullivan *et al.* 2020). Isso significa que algumas florestas amazônicas já estão nos limites climáticos capazes de sustentar ecossistemas florestais produtivos. Como consequência, em algumas das florestas tropicais que mais aqueceram e secaram, o sumidouro de carbono a longo prazo de uma floresta madura parece ter enfraquecido recentemente (Hubau *et al.* 2020). Na Amazônia, também sabemos de parcelas RAINFOR de longo prazo que a composição florestal está sendo afetada por secas recentes, com a mortalidade de gêneros que exigem umidade aumentando em locais onde a estação seca mais se intensificou (Esquivel Muelbert *et al.* 2019). No entanto, nem todas as florestas amazônicas parecem ser tão impactadas, com grandes áreas com lençóis freáticos rasos na Amazônia central e ocidental potencialmente imunizadas de forma eficaz contra a seca através do abastecimento local de água, em alguns casos, mesmo tendo um aumento no crescimento e nos estoques de carbono durante as secas recentes (Sousa *et al.* 2020).

As principais áreas de incerteza científica incluem até que ponto as mudanças climáticas recentes realmente causaram a desaceleração no sumidouro de carbono da biomassa amazônica intacta (Brienen *et al.* 2015), e se em breve poderá reverter, com as florestas amazônicas intactas remanescentes se tornando uma fonte líquida de carbono sob aquecimento adicional, como alguns previram (por exemplo, Hubau *et al.* 2020, Sullivan *et al.* 2020). Alternativamente, as florestas podem se mostrar mais resistentes às mudanças climáticas do que o esperado, especialmente se os lençóis freáticos rasos, os climas mais úmidos e a rica biodiversidade de muitas florestas amazônicas, sobretudo no oeste, ajudarem a evitar que grandes regiões da Amazônia se tornem uma fonte líquida de carbono. É claro que o crucial para o destino da floresta intacta é que as próprias florestas sobrevivam. Uma análise recente mostra que em partes do leste da Amazônia, as perdas de carbono por desmatamento e degradação já excedem o sumidouro nas terras florestais remanescentes (Gatti *et al.* 2021).

Para completar nosso quadro da dinâmica florestal, precisamos compreender a decomposição do material orgânico morto como sendo um processo biogeoquímico fundamental, tanto por meio de seu papel no ciclo do carbono (C) florestal quanto, talvez mais importante ainda, por meio de seu papel na reciclagem de nutrientes para o solo e as comunidades vegetais. Toda mudança nos processos de decomposição terá impactos profundos na taxa e no padrão de ciclagem de nutrientes e, portanto, na dinâmica das plantas florestais e da comunidade faunística. Em gradientes de elevação na interface Andes-Amazônia no Peru, a temperatura é a variável que melhor explica as variações nas taxas de decomposição da serrapilheira (Salinas *et al.* 2011). Pinto *et al.* 2018 anteciparam, como efeito da mudança global, aumentos de temperatura e de duração da estação seca ao sul da Bacia Amazônica e no Pantanal (Gatti, *et al.* 2014; Junk 2013), portanto, é provável que isso acarrete mudanças nas taxas e padrões de decomposição. Além disso, as características fisiológicas, morfológicas e bioquímicas das espécies arbóreas amazônicas (suas características funcionais) desempenham um papel importante em sua decomposição. O tipo de espécie tem uma grande influência na taxa de decomposição (k) (Hättenschwiler *et al.* 2011), muito provavelmente por sua influência na densidade da madeira e na qualidade e morfologia das folhas. Por exemplo, a influência da anatomia foliar se manifesta principalmente através da espessura esponjosa do parênquima, que influencia fortemente a capacidade de retenção de umidade do material foliar, o que, por sua vez, explica em grande parte o teor de umidade observado nas folhas.

4.3.1.2. Ecossistemas de água doce

Assim como os ecossistemas terrestres, as funções dos ecossistemas aquáticos compreendem atividades bioquímicas de produtividade (plantas e algas), decomposição da matéria orgânica morta e processos relacionados ao fluxo de energia e reciclagem de nutrientes (Morris 2010). Essas funções afetam e são afetadas pelas interações entre organismos vivos e sustentam consecutivamente

a biodiversidade e o bem-estar humano. No entanto, ao contrário dos ecossistemas terrestres, o fluxo de água torna os ecossistemas aquáticos altamente dinâmicos, tanto no espaço quanto no tempo. Isso se deve à mudança das condições físicas e dos componentes bióticos ao longo dos córregos e canais dos rios, desde as cabeceiras até a confluência a jusante com outros rios ou com o mar, e à influência da precipitação na vazão.

O fluxo de energia e a reciclagem de nutrientes são os principais exemplos da natureza dinâmica dos ecossistemas aquáticos e a Amazônia não é uma exceção. Os riachos da cabeceira e da floresta são sombreados pela vegetação, inibindo o crescimento de algas, um produtor importante de energia em ecossistemas aquáticos. Em vez disso, a vegetação ripária subsidia teias alimentares aquáticas que são dominadas por invertebrados trituradores e bactérias decompositoras que ajudam a reciclar nutrientes (Vannote *et al.* 1980). Os nutrientes viajam a jusante em um padrão semelhante a uma espiral e, à medida que a largura do canal do rio se expande a jusante, o crescimento de algas não se limita mais pelo sombreamento (Vannote *et al.* 1980). A falta de nutrientes dissolvidos limita a produção de algas em rios pobres em nutrientes, como os rios amazônicos de águas claras e de águas negras, enquanto a acidez e a baixa penetração de luz em águas escuras limitam ainda mais a produtividade em rios de águas negras. Em rios de águas brancas turvas, a penetração da luz também é um fator limitante para o crescimento de algas (Moreira-Turcq *et al.* 2003; Dustan 2009). Ao conectar rios com habitats de planície de inundação, o pulso de inundação fornece um mecanismo para compensar a produtividade limitada de algas *in situ*, reabastecendo nutrientes durante a inundação anual (Junk e Wantzen 2003, ver 4.3.2 abaixo).

Algumas zonas úmidas contribuem para o armazenamento de carbono em escala global devido ao acúmulo extenso e profundo de depósitos de turfa abaixo do solo. A turfa é um tipo de solo com uma camada superior composta por pelo menos 50% de material orgânico decomposto ou semidecom-

posto (ou seja, 29% de teor de carbono), com pelo menos 30 cm de profundidade (Gumbrecht *et al.* 2017). Vários fatores são essenciais para determinar a localização dos ecossistemas de turfeiras, incluindo altas precipitações, inundações frequentes, baixa frequência de secas e incêndios e uma topografia baixa que cria condições de encharcamento e anóxicas para o acúmulo de turfa (Draper *et al.* 2014). Os ecossistemas de turfeiras também são influenciados por diferentes tipos de águas, com um gradiente de teor de nutrientes. Eles podem ser pântanos ombrotróficos pobres em nutrientes se forem dominados por água atmosférica, ou podem ser pântanos ricos em nutrientes que são influenciados por rios (Lähteenoja e Page 2011). Por exemplo, na bacia florestal de Pastaza-Marañon, localizada no oeste da Amazônia, no Peru, uma área de $35.600 \pm 2.133 \text{ km}^2$ contém $3,14 (0,44-8,15) \text{ Pg C}$ abaixo dos pântanos de palmeiras.

Ao mesmo tempo, as florestas polares de turfeiras representam o ecossistema mais denso em carbono ($1.391 \pm 710 \text{ Mg C ha}^{-1}$) na Amazônia (Draper *et al.* 2014). Nosso conhecimento aqui é incompleto e pode ser que a turfa se estenda até nove metros de profundidade (Householder *et al.* 2012). Trabalhos de campo intensivos recentes revelaram 61% mais área de floresta de turfeiras no norte do Peru do que se pensava inicialmente (Coronado *et al.* 2021, Honório *et al.* 2021). Como os ecossistemas de turfeiras funcionam como sumidouros de carbono, eles desempenham um papel crucial na manutenção do equilíbrio natural do ciclo do carbono, modulando o aquecimento global. Modelos recentes estimam que 38% das áreas úmidas amazônicas formam depósitos de turfa; no entanto, a falta de dados climáticos necessários para construir modelos hidrológicos dificulta a quantificação da verdadeira extensão dos ecossistemas de turfeiras dentro da bacia amazônica e, portanto, a importância da região na retenção global de gases de efeito estufa (Gumbrecht *et al.* 2017).

4.3.2. O Pulso de Inundação e a Zona de Transição Aquático-Terrestre

A variação no fluxo e na profundidade da água é impulsionada por padrões de precipitação regionais e locais, que, juntamente com variações na ordem, latitude e elevação do córrego em toda a enorme Bacia amazônica, criam distintos regimes de fluxo (Goulding *et al.* 2003, Siddiqui *et al.* 2021). Em uma classificação recente, Siddiqui e colaboradores (2021) identificaram 6-7 regimes de vazão com base em uma combinação de características hidrológicas que incluem o momento da estação chuvosa, a magnitude da mudança na vazão e o número de vezes que a vazão muda de subida para descida dentro de um ano. O tempo de fluxo máximo, por exemplo, muda espacialmente em toda a bacia amazônica, com inundações máximas ocorrendo em fevereiro-março nos afluentes do sul e junho-julho nos afluentes do norte. A magnitude da mudança no fluxo aumenta nas áreas de elevação mais baixa, enquanto, simultaneamente, a frequência é reduzida a um único grande episódio de inundação. A precipitação nas cabeceiras de grandes rios andinos causa um pulso de inundação que viaja a jusante e leva a um ciclo hidrológico anual previsível com períodos distintos de nível de água (subida, inundação, queda e seca) e inundações de longa duração (4-15 m de profundidade e semanas a meses de duração) em rios de planícies de inundação (≤ 500 m). Esse pulso de inundação impulsiona vários processos físicos, biológicos e ecológicos na Bacia Amazônica, desde o transporte de sedimentos até a migração de peixes. Além disso, o pulso de inundação transforma drasticamente a paisagem dos rios de planícies, criando uma zona de transição aquático-terrestre (ATTZ) que permite o movimento de nutrientes e organismos entre canais fluviais e habitats de planícies de inundação (Junk e Wantzen 2003).

As interações entre componentes terrestres e aquáticos estão entre os processos mais importantes dos ecossistemas amazônicos. As áreas úmidas de várzea controladas pelo pulso sazonal de inundação dos rios de águas brancas são provavelmente os exemplos mais bem documentados da importância da ATTZ na bacia amazônica (Junk 1984). Essas planícies de inundação amazônicas, que

estão entre os sistemas naturais mais produtivos da Terra, têm como origem o acúmulo de grandes cargas de sedimentos à deriva dos Andes, alimentadas por seus nutrientes associados (Junk 1984; Melack e Forsberg 2001; McClain e Naiman 2008). Macrófitas complexas de planície de inundação e comunidades florestais se adaptaram a esses fluxos de sedimentos sazonais e trocas laterais durante todo o ano entre o canal principal dos rios e suas planícies de inundação.

A produção primária terrestre, a matéria orgânica e os nutrientes capturados quando as águas das enchentes invadem as planícies aluviais se decompõem ou são consumidos pelos organismos e tornam-se a base da cadeia alimentar aquática (Junk 1984; Melack e Forsberg 2001). Parte dessa produtividade remonta ao afluente principal do rio através dos muitos organismos que se movem entre as planícies de inundação e o rio, incluindo um grande número de peixes durante as migrações anuais maciças (Goulding 1980, 1993). As planícies de inundação desempenham papéis cruciais como serem áreas de alimentação e berçário para muitos peixes (Lima e Araujo-Lima 2004; Castello *et al.* 2015, 2019). Por exemplo, a maioria dos peixes comercialmente importantes que sustentam grandes pescarias na bacia amazônica são espécies detritívoras, herbívoras e onívoras que realizam migrações laterais anuais para os habitats de várzea de águas brancas e contribuem em grande parte para sua produtividade (Junk *et al.* 1984; Bayley e Pettrere 1989; Bayley 1995; Goulding *et al.* 1996, 2019; Isaac *et al.* 2016). Em lagos de várzea conectados a rios de águas brancas, a falta de correntes permite a sedimentação e a maior transparência da água, facilitando o crescimento do fitoplâncton e sustentando uma teia alimentar baseada em zooplâncton. Assim, esses lagos de várzea desempenham um papel fundamental como viveiros e locais de alimentação de peixes juvenis com valor comercial (Oliveira 2006). O consenso atual entre os pesquisadores é que uma mistura de carbono gerada em habitats de várzeas sazonalmente disponíveis por algas, vegetação florestal e plantas aquáticas desempenha um papel fundamental no subsídio de teias

alimentares aquáticas e na pesca comercial em toda a Amazônia (Benedito-Cecilio *et al.* 2000, Santos *et al.* 2017, Correa e Winemiller 2018).

As enormes migrações anuais de peixes transferem uma pequena porção de energia e nutrientes derivados dos Andes das várzeas de águas brancas para os afluentes de águas negras ou claras pobres em nutrientes (ver detalhes abaixo). Outra ilustração perfeita das interações ecológicas próximas entre os sistemas aquático e terrestre é a antiga coevolução e coadaptação mutuamente benéfica entre árvores e peixes nas planícies de inundação amazônicas. A maioria das espécies arbóreas produz frutos durante a alta temporada de água, quando os peixes invadem a floresta inundada (Ferreira *et al.* 2010; Hawes e Peres 2016). Centenas de espécies de peixes desenvolveram hábitos de frugivoria e podem ter sido os primeiros dispersores vertebrados de sementes na Amazônia (Goulding 1980; Correa e Winemiller 2014; Correa *et al.* 2015a). Eles comem os frutos que caem nas águas das árvores de planícies de inundação e dispersam suas sementes por longas distâncias, melhorando sua germinação e, assim, contribuindo para a manutenção da floresta alagada (Goulding 1980; Kubitzki e Zibuski 1994; Waldhoff *et al.* 1996; Correa *et al.* 2015a, b). Além dos frutos, os peixes também consomem quantidades copiosas de invertebrados que passam por migrações verticais em direção ao dossel da floresta durante a estação das cheias. O consumo de insetos folívoros e invertebrados carnívoros que, por sua vez, predam os insetos folívoros, cria um elo indireto de alimentação entre peixes e árvores. Seja direta ou indiretamente, as florestas inundadas fornecem um subsídio terrestre essencial aos peixes ribeirinhos, particularmente em rios de águas negras ou claras pobres em nutrientes (Correa e Winemiller 2018).

O pulso de inundação influencia múltiplos aspectos das estratégias reprodutivas dos peixes, incluindo fecundidade (número de ovos), idade na primeira reprodução, número de episódios reprodutivos por ano e cuidados parentais (Tedesco *et al.* 2008). Como resultado, as mudanças nos níveis

das águas afetam as espécies de peixes de maneira diferente e os rendimentos da pesca podem demorar de 2 a 3 anos. O pulso de inundação também afeta os padrões de movimento de animais terrestres entre as florestas de inundação e de terra firme adjacentes. Durante o período das cheias, frutas abundantes atraem macacos frugívoros para as florestas de planícies inundadas, enquanto os martim-pescadores rastreiam o movimento dos peixes no interior das florestas inundadas. Durante o período das secas, a germinação das plântulas impulsiona a movimentação dos animais terrestres para as florestas de planícies inundadas, enquanto os beija-flores aproveitam a sincronicidade na produção de flores (Haugaasen e Peres 2007, Beja *et al.* 2009). Além disso, as inundações aumentam a heterogeneidade do habitat nas florestas de planícies inundadas, o que influencia a formação de comunidades únicas de aves, morcegos e anfíbios não encontradas em florestas de terra firme adjacentes (Beja *et al.* 2009, Pereira *et al.* 2009, Ramalho *et al.* 2018).

4.4. Conclusões

A região biogeográfica amazônica abrange ~7 milhões de km², dos quais 5,79 milhões de km² são florestas tropicais de várzea. Mostramos que, assim como o clima, o solo tem uma poderosa influência na riqueza e composição de espécies e no funcionamento da floresta. Com base principalmente na idade geológica do material parental e dos nutrientes do solo, a Amazônia pode ser amplamente dividida em seis regiões (Figura 4.3).

A riqueza total de espécies da Amazônia ainda é debatida ativamente. Uma estimativa bem fundamentada para árvores (diâmetro >10 cm) é de 16 mil, das quais ~10 mil foram coletadas por lá. As estimativas da flora total variam de 15 a 55 mil espécies. Como em outras áreas tropicais, Fabaceae (a família do feijão) é a mais abundante e rica em espécies de todos os grupos de plantas lenhosas. A América do Sul e a Amazônia também são conhecidas por sua grande abundância e riqueza de palmeiras.

A região amazônica detém o maior sistema de zonas úmidas tropicais da Terra, lar de 15% de todas as espécies de peixes conhecidas (ver Capítulo 3, Jézéquel *et al.* 2020).

Seus rios são classificados em águas brancas (rios que transportam sedimentos dos Andes); águas claras (drenando as duas áreas do escudo); e águas negras (drenando as áreas de areia branca). O tipo de água determina o tipo de floresta ao longo dos rios, com floresta de igapó crescendo às margens de águas claras e pretas pobres em sedimentos, e florestas de várzea em águas brancas e ricas em sedimentos. As características físico-químicas dos diferentes tipos de águas, particularmente a condutividade elétrica e a turbidez, são os principais fatores que moldam as comunidades de peixes nos rios e nas planícies de inundação associadas. O pulso de inundação causa períodos marcados por cheias e secas, que impulsionam processos físicos, biológicos e ecológicos, desde o transporte de sedimentos até a migração de peixes, e, juntamente com os gradientes elevatórios na planície de inundação, é um fator que favorece a manutenção de várias comunidades vegetais. As zonas úmidas de águas brancas são provavelmente os exemplos mais bem documentados da importância da zona de transição aquático-terrestre e entre os sistemas mais produtivos do planeta.

A variação na produtividade primária bruta entre os diferentes espaços florestais varia de 33 a 38 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para florestas mais úmidas (no oeste e norte) a valores mais baixos de 25 a 30 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ em florestas mais secas do Escudo Brasileiro e Amazônia Central. Também é parcialmente impulsionado pelas características do solo. O clima, no entanto, também afeta a taxa de produção de madeira e o clima de linha de base predominante tem consequências para o armazenamento de carbono florestal e a biodiversidade. Tanto no mundo quanto na Amazônia, a produção lenhosa é inibida nos climas mais extremos da floresta tropical sazonal, com altas temperaturas máximas e altos déficits hídricos sazonais. Isso significa que algumas florestas amazônicas já estão em seus limites climáticos para sustentar

ecossistemas florestais produtivos. Se a Amazônia aquecer ou secar um pouco mais, correremos o risco de empurrar suas árvores além dos limites fisiológicos críticos.

4.5. Recomendações

- Documentar as redes ecológicas e suas implicações à manutenção desses ecossistemas a longo prazo para entender as relações ecológicas e evolutivas verdadeiramente surpreendentes entre espécies e ecossistemas.
- As iniciativas de conservação devem proteger não apenas as florestas, mas também todas as espécies animais e vegetais dentro delas para garantir o funcionamento ecológico. Grandes áreas individuais de florestas, savanas e ecossistemas aquáticos precisam ser protegidas para estabelecer iniciativas de conservação em grande escala a nível da paisagem, manter áreas centrais e fornecer segurança para a sobrevivência de espécies abrangentes, espécies migratórias, inúmeras espécies menos abundantes, espécies com distribuições irregulares e toda a gama de características funcionais.
- Manter a conectividade de ecossistemas e das paisagens dos Andes à região amazônica, bem como a interação entre ambientes terrestres e aquáticos. Isso é vital para garantir que a diversidade e os processos da Amazônia possam se sustentar.
- Certifique-se de que áreas grandes e conectadas que abrangem gradientes climáticos estejam protegidas. Conectar as florestas amazônicas e andinas é essencial especialmente para garantir que as funções florestais sejam mantidas em um clima mutante e que as espécies amazônicas tenham alguma perspectiva de poder acompanhar as mudanças climáticas no espaço.

4.5. Referências

- Ab'Saber AN. 1988. O Pantanal Mato-Grossense e a teoria dos refúgios e redutos. *Rev Bras Geogr* **50**: 57.
- Adeney JM, Christensen NL, Vicentini A, and Cohn-Haft M. 2016. White-sand Ecosystems in Amazonia. *Biotropica* **48**: 7–23.

- Allan E, Manning P, Alt F, *et al.* 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecol Lett* **18**: 834–43.
- Álvarez Alonso J, Metz MR, and Fine PVA. 2013. Habitat Specialization by Birds in Western Amazonian White-sand Forests. *Biotropica* **45**: 365–72.
- Amaral IL do, Matos FDA, and Lima J. 2000. Composição florística e parâmetros estruturais de um hectare de floresta densa de terra firme no rio Uatumã, Amazônia, Brasil. *Acta Amaz* **30**: 377.
- Amazon Tree Diversity Network. 2021. Amazon Tree Diversity Network <http://atdn.myspecies.info>. Viewed
- Arbeláez F, Duivenvoorden JF, and Maldonado-Ocampo JA. 2008. Geological differentiation explains diversity and composition of fish communities in upland streams in the southern Amazon of Colombia. *J Trop Ecol* **24**: 505–15.
- Arroyo-Kalin M. 2010. The Amazonian formative: crop domestication and anthropogenic soils. *Diversity* **2**: 473–504.
- Arroyo-Kalin M. 2012. Slash-burn-and-churn: Landscape history and crop cultivation in pre-Columbian Amazonia. *Quat Int* **249**: 4–18.
- Avissar R and Werth D. 2005. Global hydroclimatological teleconnections resulting from tropical deforestation. *J Hydro-meteorol* **6**: 134–45.
- Baker TR, Phillips OL, Malhi Y, *et al.* 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Glob Chang Biol* **10**: 545–62.
- Bala G, Caldeira K, Wickert M, *et al.* 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 6550–5.
- Bayley PB. 1995. Understanding Large River: Floodplain Ecosystems. *Bioscience* **45**: 153–8.
- Bayley PB and Petrere Jr M. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci Spec Can des Sci halieutiques Aquat* **1989**.
- Beck SG, Moraes R M, Davis SD, *et al.* 1997. Llanos de Mojos Region, Bolivia. *Centers plant Divers a Guid Stratég their Conserv* **3**: 421–5.
- Beja P, Santos CD, Santana J, *et al.* 2010. Seasonal patterns of spatial variation in understory bird assemblages across a mosaic of flooded and unflooded Amazonian forests. *Biodivers Conserv* **19**: 129–52.
- Benedito-Cecilio E, Araujo-lima CARM, Forsberg BR, *et al.* 2000. Carbon sources of Amazonian fisheries. *Fish Manag Ecol* **7**: 305–15.
- Bentos TV, Nascimento HEM, Anjos Vizcarra M dos, and Williamson GB. 2017. Effects of lightgaps and topography on Amazon secondary forest: Changes in species richness and community composition. *For Ecol Manage* **396**: 124–31.
- Berner RA and Rao J-L. 1994. Phosphorus in sediments of the Amazon River and estuary: Implications for the global flux of phosphorus to the sea. *Geochim Cosmochim Acta* **58**: 2333–9.
- 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.
- Bogotá-Gregory JD, Lima FCT, Correa SB, *et al.* 2020. Biogeochemical water type influences community composition, species richness, and biomass in megadiverse Amazonian fish assemblages. *Sci Rep* **10**: 1–15.
- Brando PM, Paolucci L, Ummenhofer CC, *et al.* 2019. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu Rev Earth Planet Sci* **47**: 555–81.
- Brienen RJW, Phillips OL, Feldpausch TR, *et al.* 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* **519**: 344–8.
- Bush MB, Hanselman JA, and Hooghiemstra H. 2007. Andean montane forests and climate change. In: Tropical rainforest responses to climatic change. Springer.
- Camargo PB, Salomão R de P, Trumbore S, and Martinelli LA. 1994. How old are large Brazil-nut trees (*Bertholletia excelsa*) in the Amazon? *Sci Agric* **51**: 389–91.
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, *et al.* 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* **486**: 59–67.
- Cardoso D, Särkinen T, Alexander S, *et al.* 2017. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 10695–700.
- Castello L, Bayley PB, Fabré NN, and Batista VS. 2019. Flooding effects on abundance of an exploited, long-lived fish population in river-floodplains of the Amazon. *Rev Fish Biol Fish* **29**: 487–500.
- Castello L, Isaac VJ, and Thapa R. 2015. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the Lower Amazon. *R Soc open Sci* **2**: 150299.
- Castello L and Macedo MN. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Chang Biol* **22**: 990–1007.
- Castello L, McGrath DG, Hess LL, *et al.* 2012. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv Lett* **6**: 217–29.
- Chambers JQ, Higuchi N, and Schimel JP. 1998. Ancient trees in Amazonia. *Nature* **391**: 135–6.
- Chase EM and Sayles FL. 1980. Phosphorus in suspended sediments of the Amazon River. *Estuar Coast Mar Sci* **11**: 383–91.
- Chave J, Navarrete D, Almeida S, *et al.* 2010. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences* **7**: 43–55.
- Churchill SP, Balslev Forero HE, and Luteyn JL (Eds). 1995. Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. New York: New York Botanical Garden.
- Clement C, Cristo-Araújo M De, Coppens D'Eeckenbrugge G, *et al.* 2010. Origin and Domestication of Native Amazonian Crops. *Diversity* **2**: 72–106.
- Coe MT, Costa MH, and Howard EA. 2008. Simulating the surface waters of the Amazon River basin: impacts of new river geomorphic and flow parameterizations. *Hydrol Process An Int J* **22**: 2542–53.
- Comer PJ, Hak JC, Josse C, and Smyth R. 2020. Long-term loss in extent and current protection of terrestrial ecosystem diversity in the temperate and tropical Americas (SP Aldrich, Ed). *PLoS One* **15**: e0234960.
- Condit R, Hubbell SP, and Foster RB. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecol Monogr* **65**: 419–39.

- Constantine JA, Dunne T, Ahmed J, *et al.* 2014. Sediment supply as a driver of river meandering and floodplain evolution in the Amazon Basin. *Nat Geosci* **7**: 899–903.
- Coronado EHN, Hastie A, Reyna J, *et al.* 2021. Intensive field sampling increases the known extent of carbon-rich Amazonian peatland pole forests. *Environ Res Lett* **16**: 74048.
- Correa SB, Araujo JK, Penha JMF, *et al.* 2015. Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. *Biol Conserv* **191**: 159–67.
- Correa SB, Costa-Pereira R, Fleming T, *et al.* 2015. Neotropical fish-fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biol Rev* **90**: 1263–78.
- Correa SB, Oliveira PC de, Cunha C da, *et al.* 2018. Water and fish select for fleshy fruits in tropical wetland forests. *Biotropica* **50**: 312–8.
- Correa SB and Winemiller K. 2018. Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. *Oecologia* **186**: 1069–78.
- Correa SB and Winemiller KO. 2014. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology* **95**: 210–24.
- Crowther TW, Glick HB, Covey KR, *et al.* 2015. Mapping tree density at a global scale. *Nature* **525**: 201–5.
- Daily GC. 1997. Nature’s services: societal dependence on natural ecosystems. In: Yale University Press.
- 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.
- Souza FC de, Dexter KG, Phillips OL, *et al.* 2019. Evolutionary diversity is associated with wood productivity in Amazonian forests. *Nat Ecol Evol* **3**: 1754–61.
- Aguila-Pasquel J del, Doughty CE, Metcalfe DB, *et al.* 2014. The seasonal cycle of productivity, metabolism and carbon dynamics in a wet aseasonal forest in north-west Amazonia (Iquitos, Peru). *Plant Ecol & Divers* **7**: 71–83.
- Dirzo R and Raven PH. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu Rev Environ Resour* **28**: 137–67.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, *et al.* 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* **345**: 401–6.
- Doughty CE, Roman J, Faurby S, *et al.* 2016. Global nutrient transport in a world of giants. *Proc Natl Acad Sci* **113**: 868–73.
- Draper FC, Costa FRC, Arellano G, *et al.* 2021. Amazon tree dominance across forest strata. *Nat Ecol Evol* **5**: 757–67.
- Draper FC, Roucoux KH, Lawson IT, *et al.* 2014. The distribution and amount of carbon in the largest peatland complex in Amazonia. *Environ Res Lett* **9**: 124017.
- Dustan P. 2009. Terrestrial limitation of Amazon River productivity: Why the Amazon River is not green. *Evol Ecol Res* **11**: 421–32.
- Eden MJ, Bray W, Herrera L, and McEwan C. 1984. Terra preta soils and their archaeological context in the Caquetá basin of southeast Colombia. *Am Antiq*: 125–40.
- Encalada AC, Flecker AS, Poff NL, *et al.* 2019. A global perspective on tropical montane rivers. *Science* **365**: 1124–9.
- Endo W, Peres CA, and Haugaasen T. 2016. Flood pulse dynamics affects exploitation of both aquatic and terrestrial prey by Amazonian floodplain settlements. *Biol Conserv* **201**: 129–36.
- Espinoza Villar JC, Ronchail J, Guyot JL, *et al.* 2009. Spatio-temporal rainfall variability in the Amazon basin countries (Brazil, Peru, Bolivia, Colombia, and Ecuador). *Int J Climatol* **29**: 1574–94.
- Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, *et al.* 2019. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Glob Chang Biol* **25**: 39–56.
- Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, *et al.* 2016. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. *Ecography (Cop)* **40**: 618–29.
- Esquivel-Muelbert A, Phillips OL, Brienen RJW, *et al.* 2020. Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nat Commun* **11**: 5515.
- Faber-Langendoen D, Keeler-Wolf T, Meidinger D, *et al.* 2016. Classification and description of world formation types.
- FAO. 2007. Mangroves of South America 1980–2005: country reports. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Feldpausch TR, Banin L, Phillips OL, *et al.* 2011. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences* **8**: 1081–106.
- Ferreira CS, Piedade MTF, Wittmann A de O, and Franco AC. 2010. Plant reproduction in the Central Amazonian floodplains: challenges and adaptations. *AoB Plants* **2010**.
- Ferreira L V and Prance GT. 1998. Structure and species richness of low-diversity floodplain forest on the Rio Tapajós, Eastern Amazonia, Brazil. *Biodivers & Conserv* **7**: 585–96.
- Ferreira LV. 1997. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central Amazonia. *Biodivers Conserv* **6**: 1353–63.
- Field CB, Lobell DB, Peters HA, and Chiariello NR. 2007. Feedbacks of terrestrial ecosystems to climate change. *Annu Rev Environ Resour* **32**: 1–29.
- Figueiredo FOG, Zuquim G, Tuomisto H, *et al.* 2017. Beyond climate control on species range: The importance of soil data to predict distribution of Amazonian plant species. *J Biogeogr* **45**: 190–200.
- Filizola N and Guyot JL. 2009. Suspended sediment yields in the Amazon basin: an assessment using the Brazilian national data set. *Hydrol Process* **23**: 3207–15.
- Fine PVA, Miller ZJ, Mesones I, *et al.* 2006. The growth–defense trade-off and habitat specialization by plants in Amazonian forests. *Ecology* **87**: S150–S162.
- Foley JA, Asner GP, Costa MH, *et al.* 2007. Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Front Ecol Environ* **5**: 25–32.
- Forsberg BR, Melack JM, Dunne T, *et al.* 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS One* **12**: e0182254.
- Forsberg BR, Araújo-Lima CARM, Martinelli LA, *et al.* 1993. Autotrophic carbon sources for fish of the central Amazon. *Ecology* **74**: 643–52.
- Galetti M and Dirzo R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biol Conserv* **163**: 1–6.
- 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.
- Gautier E, Brunstein D, Vauchel P, *et al.* 2007. Temporal relations between meander deformation, water discharge and sediment fluxes in the floodplain of the Rio Beni (Bolivian Amazonia). *Earth Surf Process Landforms* **32**: 230–48.
- Gentry AH. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci* **85**: 156–9.
- Gentry AH and Emmons LH. 1987. Geographical Variation in Fertility, Phenology, and Composition of the Understory of Neotropical Forests. *Biotropica* **19**: 216–27.
- Goulding M. 1993. Flooded forests of the Amazon. *Sci Am* **268**: 114–20.
- Goulding M. 1980. The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history. Univ of California Press.
- Goulding M, Barthem R, and Ferreira EJG. 2003. The Smithsonian atlas of the Amazon. Smithsonian books, Washington, DC, USA.
- Goulding M, Smith NJH, and Mahar DJ. 1996. Floods of fortune: ecology and economy along the Amazon. New York, Columbia University Press.
- Goulding M, Venticinque E, Ribeiro ML de B, *et al.* 2019. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish Fish* **20**: 138–58.
- Gumbricht T, Roman-Cuesta RM, Verchot L, *et al.* 2017. An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Glob Chang Biol* **23**: 3581–99.
- Hansen MC, Potapov P V, Moore R, *et al.* 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* **342**: 850–3.
- Harley CDG. 2003. Abiotic stress and herbivory interact to set range limits across a two-dimensional stress gradient. *Ecology* **84**: 1477–88.
- Hättenschwiler S, Coq S, Barantal S, and Handa IT. 2011. Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. *New Phytol* **189**: 950–65.
- Haugaasen T and Peres CA. 2005a. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *J Trop Ecol*: 133–45.
- Haugaasen T and Peres CA. 2007. Vertebrate responses to fruit production in Amazonian flooded and unflooded forests. *Biodivers Conserv* **16**: 4165–90.
- Haugaasen T and Peres CA. 2005b. Primate assemblage structure in amazonian flooded and unflooded forests. *Am J Primatol* **67**: 243–58.
- Haugaasen T and Peres CA. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amaz* **36**: 25–35.
- Hawes JE and Peres CA. 2016. Patterns of plant phenology in Amazonian seasonally flooded and unflooded forests. *Biotropica* **48**: 465–75.
- Hess LL, Melack JM, Affonso AG, *et al.* 2015. Wetlands of the Lowland Amazon Basin: Extent, Vegetative Cover, and Dual-season Inundated Area as Mapped with JERS-1 Synthetic Aperture Radar. *Wetlands* **35**: 745–56.
- Hoch G and Körner C. 2005. Growth, demography and carbon relations of *Polylepis* trees at the world's highest treeline. *Funct Ecol* **19**: 941–51.
- Hofhansl F, Chacón-Madrigrá E, Fuchslueger L, *et al.* 2020. Climatic and edaphic controls over tropical forest diversity and vegetation carbon storage. *Sci Rep* **10**: 1–11.
- Honorio Coronado EN, Baker TR, Phillips OL, *et al.* 2009. Multi-scale comparisons of tree composition in Amazonian terra firme forests. *Biogeosciences* **6**: 2719–31.
- Hooper DU, Adair EC, Cardinale BJ, *et al.* 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* **486**: 105–8.
- Householder JE, Janovec JP, Tobler MW, *et al.* 2012. Peatlands of the Madre de Dios River of Peru: Distribution, Geomorphology, and Habitat Diversity. *Wetlands* **32**: 359–68.
- Hubau W, Lewis SL, Phillips OL, *et al.* 2020. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature* **579**: 80–7.
- Humboldt A Von and Bonpland A. 1805. Essai sur la géographie des plantes: Accompagné d'un tableau physique des régions équinoxiales. Paris: Chez Levrault, Schoell et Compagnie.
- IBGE. 1992. Manual técnico da vegetação Brasileira. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- ICMbio. 2018. Atlas dos Manguezais do Brasil. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. – Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- Isaac VJ, Castello L, Santos PRB, and Ruffino ML. 2016. Seasonal and interannual dynamics of river-floodplain multi-species fisheries in relation to flood pulses in the Lower Amazon. *Fish Res* **183**: 352–9.
- Jézéquel C, Tedesco PA, Bigorne R, *et al.* 2020. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Sci data* **7**: 1–9.
- Josse C, Cuesta F, Navarro G, *et al.* 2009. Ecosistemas de los Andes del norte y centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela.
- Junk WJ, Piedade MTF, Lourival R, *et al.* 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection in. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **24**: 5–22.
- Junk WJ. 1970. Investigations on the ecology and production-biology of the "floating meadows" (*Paspalo-Echinochloetum*) on the middle Amazon. Part 1: The floating vegetation and its ecology. *Amaz Limnol Oecologia Reg Syst Fluminis Amaz* **2**: 449–95.
- Junk WJ. 2013. The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system. Springer Science & Business Media.
- Junk WJ. 1984. Ecology of the várzea, floodplain of Amazonian whitewater rivers. In: The Amazon. Springer.
- Junk WJ and Piedade MTF. 2010. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. In: Junk W, Piedade M, Wittmann F, *et al.* (Eds). Amazonian Floodplain Forests. Ecological Studies (Analysis and Synthesis). Springer.
- Junk WJ and Piedade MTF. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amaz Limnol Oecologia Reg Syst*

- Fluminis Amaz* **12**: 467–84.
- Junk WJ, Piedade MTF, Schöngart J, *et al.* 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands* **31**: 623–40.
- Junk WJ and Wantzen KM. 2003. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update. In R. L. Welcomme, & T. Petr (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries* (pp. 117-149). Bangkok: Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Junk WJ, Wittmann F, Schöngart J, and Piedade MTF. 2015. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetl Ecol Manag* **23**: 677–93.
- Kalliola R, Puhakka M, and Danjoy W. 1993. Amazonia peruana: vegetación húmeda tropical en el llano subandino.
- Kaspari M, Yanoviak SP, Dudley R, *et al.* 2009. Sodium shortage as a constraint on the carbon cycle in an inland tropical rainforest. *Proc Natl Acad Sci* **106**: 19405–9.
- Keddy PA, Fraser LH, Solomeshch AI, *et al.* 2009. Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities. *Bioscience* **59**: 39–51.
- Kricher JC. 1997. *A neotropical companion: an introduction to the animals, plants, and ecosystems of the New World tropics*. Princeton University Press.
- Kubitzki K and Ziburski A. 1994. Seed dispersal in flood plain forests of Amazonia. *Biotropica*: 30–43.
- Kurten EL. 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biol Conserv* **163**: 22–32.
- Lähteenoja O and Page S. 2011. High diversity of tropical peatland ecosystem types in the Pastaza-Marañón basin, Peruvian Amazonia. *J Geophys Res Biogeosciences* **116**.
- Lähteenoja O, Ruokolainen K, Schulman L, and Oinonen M. 2009. Amazonian peatlands: an ignored C sink and potential source. *Glob Chang Biol* **15**: 2311–20.
- Lasso CA, Agudelo-Córdoba E, Jiménez-Segura LF, *et al.* 2011. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia: memoria técnica y explicativa, resumen ejecutivo. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Latrubesse E. 2012. Lakes and Reservoirs. In: Amazon lakes. Springer Verlag.
- Laurance WF. 1998. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. *Trends Ecol & Evol* **13**: 411–5.
- Laurance WF, Camargo JLC, Fearnside PM, *et al.* 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biol Rev* **93**: 223–47.
- Laurance WF and Williamson GB. 2001. Positive Feedbacks among Forest Fragmentation, Drought, and Climate Change in the Amazon. *Conserv Biol* **15**: 1529–35.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, *et al.* 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv Biol* **16**: 605–18.
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, *et al.* 2004. Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. *For Ecol Manage* **190**: 131–43.
- Lehmann J, Kern DC, Glaser B, and Woods WI. 2007. Amazonian dark earths: origin properties management.
- Lima AC and Araujo-Lima CARM. 2004. The distributions of larval and juvenile fishes in Amazonian rivers of different nutrient status. *Freshw Biol* **49**: 787–800.
- Lindeman JC and Moolenaar SP. 1959. Preliminary survey of the vegetation types of northern Suriname. *Meded van het Bot Museum en Herb van Rijksuniv te Utr* **159**: 1–45.
- Lloyd J, Domingues TF, Schrodt F, *et al.* 2015. Edaphic, structural and physiological contrasts across Amazon Basin forest-savanna ecotones suggest a role for potassium as a key modulator of tropical woody vegetation structure and function. *Biogeosciences* **12**: 6529–71.
- Lombardo U, Iriarte J, Hilbert L, *et al.* 2020. Early Holocene crop cultivation and landscape modification in Amazonia. *Nature* **581**: 190–3.
- Lu D, Moran E, and Mauseel P. 2002. Linking Amazonian secondary succession forest growth to soil properties. *L Degrad & Dev* **13**: 331–43.
- Luther DA, Cooper WJ, Wolfe JD, *et al.* 2020. Tropical forest fragmentation and isolation: Is community decay a random process? *Glob Ecol Conserv* **23**: e01168.
- Macía MJ and Svenning J-C. 2005. Oligarchic dominance in western Amazonian plant communities. *J Trop Ecol* **21**: 613–26.
- Madriñán S, Cortés AJ, and Richardson JE. 2013. Páramo is the world's fastest evolving and coolest biodiversity hotspot. *Front Genet* **4**: 192.
- 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, Girardin C, Metcalfe DB, *et al.* 2021. The Global Ecosystems Monitoring network: Monitoring ecosystem productivity and carbon cycling across the tropics. *Biol Conserv* **253**: 108889.
- Marengo JA, Nobre CA, Sampaio G, *et al.* 2011. Climate change in the Amazon Basin: Tipping points, changes in extremes, and impacts on natural and human systems. In: *Tropical rainforest responses to climatic change*. Springer.
- Marengo JA and Espinoza JC. 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *Int J Climatol* **36**: 1033–50.
- Marimon BS, Marimon-Junior BH, Feldpausch TR, *et al.* 2014. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecol Divers* **7**: 281–92.
- McClain ME and Naiman RJ. 2008. Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazon River. *Bioscience* **58**: 325–38.
- Meirelles JM. 2006. *O livro de ouro da Amazônia*. Rio de Janeiro: Ediouro.
- Melack JM and Hess LL. 2010. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin. In: Junk W, Piedade M, Wittmann F, *et al.* (Eds). *Amazonian Floodplain Forests. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*. Springer.
- Melack JM and Forsberg BR. 2001. Biogeochemistry of Amazon

- floodplain. *Biogeochem Amaz Basin; Oxford Univ Press New York, NY, USA*: 235.
- Montero JC, Piedade MTF, and Wittmann F. 2014. Floristic variation across 600 km of inundation forests (Igapó) along the Negro River, Central Amazonia. *Hydrobiologia* **729**: 229–46.
- Moraes R M, Hurtado R, and Mejía K. *Mauritia flexuosa* un símbolo de las palmas útiles sudamericanas. *Palmeras y usos Especies Bolív y la región*: 71.
- Moreira-Turcq P, Seyler P, Guyot JL, and Etcheber H. 2003. Exportation of organic carbon from the Amazon River and its main tributaries. *Hydrol Process* **17**: 1329–44.
- Morris RJ. 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **365**: 3709–18.
- Mostacedo B, Balcazar J, and Montero JC. 2006. Tipos de bosque, diversidad y composición florística en la Amazonia sudoeste de Bolivia. *Ecol en Bolív* **41**: 99–116.
- Naeem S. 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conserv Biol* **12**: 39–45.
- 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.
- Nepstad DC, Stickler CM, Filho BS-, and Merry F. 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1737–46.
- Nunes da Cunha C and Junk WJ. 2004. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Appl Veg Sci* **7**: 103–10.
- Oliveira ACB, Martinelli LA, Moreira MZ, et al. 2006. Seasonality of energy sources of *Colossoma macropomum* in a floodplain lake in the Amazon - lake Camaleao, Amazonas, Brazil. *Fish Manag Ecol* **13**: 135–42.
- Oliveira AA and Mori SA. 1999. A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodivers Conserv* **8**: 1219–44.
- Parolin P, Simone O De, Haase K, et al. 2004. Central Amazonian floodplain forests: tree adaptations in a pulsing system. *Bot Rev* **70**: 357–80.
- Parrens M, Bitar A Al, Frappart F, et al. 2019. High resolution mapping of inundation area in the Amazon basin from a combination of L-band passive microwave, optical and radar datasets. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* **81**: 58–71.
- Patiño S, Lloyd J, Paiva R, et al. 2009. Branch xylem density variations across the Amazon Basin. *Biogeosciences* **6**: 545–68.
- Patton JL, Silva MNF Da, and Malcolm JR. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bull Am Museum Nat Hist* **2000**: 1–306.
- Pereira MJR, Marques JT, Santana J, et al. 2009. Structuring of Amazonian bat assemblages: the roles of flooding patterns and floodwater nutrient load. *J Anim Ecol* **78**: 1163–71.
- Phillips OL. 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodivers Conserv* **6**: 291–311.
- Phillips OL, Baker TR, Arroyo L, et al. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001 (Y Malhi and OL Phillips, Eds). *Philos Trans R Soc London Ser B Biol Sci* **359**: 381–407.
- Phillips OL, Sullivan MJP, Baker TR, et al. 2019. Species Matter: Wood Density Influences Tropical Forest Biomass at Multiple Scales. *Surv Geophys* **40**: 913–35.
- Phillips O, Miller JS, and Miller JS. 2002. Global patterns of plant diversity: Alwyn H. Gentry's forest transect data set. Missouri Botanical Press.
- Piedade MTF, Junk WJ, and Long SP. 1991. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. *Ecology* **72**: 1456–63.
- Piedade MTF, Junk W, D'Ángelo SA, et al. 2010. Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains: state of the art and research needed. *Acta Limnol Bras* **22**: 165–78.
- Pires J and Prance G. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon.
- Pires THS, Borghezán EA, Machado VN, et al. 2018. Testing Wallace's intuition: water type, reproductive isolation and divergence in an Amazonian fish. *J Evol Biol* **31**: 882–92.
- Pitman NCA, Terborgh JW, Silman MR, et al. 2001. Dominance and Distribution of Tree Species in Upper Amazonian Terra Firme Forests. *Ecology* **82**: 2101.
- Pouilly M, Beck S, Moraes R M, and Ibañez C. 2004. Diversidad biológica en la llanura de inundación del Río Mamoré. Importancia ecológica de la dinámica fluvial. Bolivia: Centro de Ecología Simon I. Patiño.
- Prada CM, Morris A, Andersen KM, et al. 2017. Soils and rainfall drive landscape-scale changes in the diversity and functional composition of tree communities in premontane tropical forest. *J Veg Sci* **28**: 859–70.
- Prance G. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* **31**: 26–38.
- Quesada CA, Lloyd J, Anderson LO, et al. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* **8**: 1415–40.
- Quesada CACA, Phillips OLOL, Schwarz M, et al. 2012. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences* **9**: 2203–46.
- Quesada CA and Lloyd J. 2016. Soil–Vegetation Interactions in Amazonia. In: Nagy L, Artaxo P, Forsberg BR (Eds). Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin. Springer.
- Quesada CA, Paz C, Oblitas Mendoza E, et al. 2020. Variations in soil chemical and physical properties explain basin-wide Amazon forest soil carbon concentrations. *SOIL* **6**: 53–88.
- Quintana C, Pennington RT, Ulloa CU, and Balslev H. 2017. Biogeographic Barriers in the Andes: Is the Amotape–Huancabamba Zone a Dispersal Barrier for Dry Forest Plants? *Ann Missouri Bot Gard* **102**: 542–50.
- Ramalho WP, Machado IF, and Vieira LJS. 2018. Do flood pulses structure amphibian communities in floodplain environments? *Biotropica* **50**: 338–45.
- Räsänen ME, Salo JS, and Kalliola RJ. 1987. Fluvial perturbation in the western Amazon basin: regulation by long-term sub-Andean tectonics. *Science* **238**: 1398–401.
- Reid W V, Mooney HA, Cropper A, et al. 2005. Ecosystems and human well-being–Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press.
- Resende AF, Schöngart J, Streher AS, et al. 2019. Massive tree

- mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Sci Total Environ* **659**: 587–98.
- Ríos-Villamizar EA, Piedade MTF, Costa JG Da, *et al.* 2013. Chemistry of different Amazonian water types for river classification: a preliminary review. In: Brebbia C (Ed). Water and Society II. Southampton: WIT Press.
- Rocha M, Assis RL de, Piedade MTF, *et al.* 2019. Thirty years after Balbina Dam: Diversity and floristic composition of the downstream floodplain forest, Central Amazon, Brazil. *Ecology* **12**: e2144.
- Rödiger E, Cuntz M, Rammig A, *et al.* 2018. The importance of forest structure for carbon fluxes of the Amazon rainforest. *Environ Res Lett* **13**: 054013.
- Rosa SA, Barbosa ACMC, Junk WJ, *et al.* 2017. Growth models based on tree-ring data for the Neotropical tree species *Calophyllum brasiliense* across different Brazilian wetlands: implications for conservation and management. *Trees - Struct Funct* **31**: 729–42.
- Rozendaal DMA, Bongers F, Aide TM, *et al.* 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Sci Adv* **5**.
- Salinas N, Malhi Y, Meir P, *et al.* 2011. The sensitivity of tropical leaf litter decomposition to temperature: results from a large-scale leaf translocation experiment along an elevation gradient in Peruvian forests. *New Phytol* **189**: 967–77.
- Salo J, Kalliola R, Häkkinen I, *et al.* 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature* **322**: 254–8.
- Sanchez-Vega I and Dillon MO. 2006. Jalcas- PARTE II Ecosistemas productivos en los Andes centrales. In: Moraes RM, Øllgaard B, Kvist L, *et al.* (Eds). Botánica Económica de los Andes Centrales. Herbario Nacional de Bolivia, Universidad Mayor de San Andrés, Plural Editores, La Paz.
- Santos JA, Soriano L, Barroco A, *et al.* 2017. Stable isotopes in ecological studies with fish in the Brazilian Amazon. Isótopos estáveis em estudos ecológicos com peixes na Amazônia Brasileira.
- Schargel R. 2011. Una reseña de la geografía física de Venezuela, con énfasis en los suelos. *BioLlania Edic Esp* **10**: 11–26.
- Schargel R and Marvez P. 2001. Características de los suelos alrededor de san carlos de río negro, estado Amazonas, Venezuela. *BioLlania Edic Esp* **7**: 234–64.
- Schöngart J. 2008. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. *For Ecol Manage* **256**: 46–58.
- Schöngart J, Gribel R, Ferreira da Fonseca-Junior S, and Haugaasen T. 2015. Age and Growth Patterns of Brazil Nut Trees (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) in Amazonia, Brazil. *Biotropica* **47**: 550–8.
- Schöngart J and Junk WJ. 2007. Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices. *J Hydrol* **335**: 124–32.
- Schöngart J, Junk WJ, Piedade MTF, *et al.* 2004. Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-Southern Oscillation effect. *Glob Chang Biol* **10**: 683–92.
- Schwendel AC, Nicholas AP, Aalto RE, *et al.* 2015. Interaction between meander dynamics and floodplain heterogeneity in a large tropical sand-bed river: the Rio Beni, Bolivian Amazon. *Earth Surf Process Landforms* **40**: 2026–40.
- Siddiqui SF, Zapata-Rios X, Torres-Paguay S, *et al.* 2021. Classifying flow regimes of the Amazon basin. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **31**: 1005–28.
- Silva CV de J, Santos JR dos, Galvao LS, *et al.* 2016. Floristic and structure of an Amazonian primary forest and a chronosequence of secondary succession. *Acta Amaz* **46**: 133–50.
- Sioli H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: Sioli H (Ed). The Amazon. Monographiae Biologicae, vol 56. Springer.
- Sobral M, Silvius KM, Overman H, *et al.* 2017. Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nat Ecol Evol* **1**: 1670–6.
- Sousa TR, Schiatti J, Coelho de Souza F, *et al.* 2020. Palms and trees resist extreme drought in Amazon forests with shallow water tables (C McMichael, Ed). *J Ecol* **108**: 2070–82.
- Stefanelli-Silva G, Zuanon J, and Pires T. 2019. Revisiting Amazonian water types: experimental evidence highlights the importance of forest stream hydrochemistry in shaping adaptation in a fish species. *Hydrobiologia* **830**: 151–60.
- Stevenson PR. 2016. Neotropical primate communities: Effects of disturbance, resource production and forest type heterogeneity. *Am J Primatol* **78**: 391–401.
- Sullivan MJP, Talbot J, Lewis SL, *et al.* 2017. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Sci Rep* **7**: 39102.
- Sullivan MJP, Lewis SL, Affum-Baffoe K, *et al.* 2020. Long-term thermal sensitivity of earth's tropical forests. *Science* **368**: 869–74.
- Swap R, Garstang M, Greco S, *et al.* 1992. Saharan dust in the Amazon Basin. *Tellus B* **44**: 133–49.
- Tedesco PA, Hugueny B, Oberdorff T, *et al.* 2008. River hydrological seasonality influences life history strategies of tropical riverine fishes. *Oecologia* **156**: 691–702.
- Tedesco PA, Beauchard O, Bigorne R, *et al.* 2017. A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Sci Data* **4**: 170141.
- Terborgh J, Foster RB, and Percy N V. 1996. Tropical tree communities: a test of the nonequilibrium hypothesis. *Ecology* **77**: 561–7.
- Ter Steege H, Pitman NCA, Sabatier D, *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science* **342**: 1243092–1243092.
- Ter Steege H, Henkel TW, Helal N, *et al.* 2019a. Rarity of monodominance in hyperdiverse Amazonian forests. *Sci Rep* **9**: 13822.
- Ter Steege H, Mota de Oliveira S, Pitman NCA, *et al.* 2019b. Towards a dynamic list of Amazonian tree species. *Sci Rep* **9**: 3501.
- Ter Steege H, Pitman NCA, Sabatier D, *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science* **342**.
- Ter Steege H, Pitman NCA, Killeen TJ, *et al.* 2015. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Sci Adv* **1**: e1500936.
- Ter Steege H, Pitman NCA, Phillips OL, *et al.* 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature* **443**: 444–7.

- Ter Steege H, Pitman N, Sabatier D, *et al.* 2003. A spatial model of tree α diversity and tree density for the Amazon. *Biodivers & Conserv* **12**: 2255–77.
- Ter Steege H, Prado PI, Lima RAF de, *et al.* 2020. Biased-corrected richness estimates for the Amazonian tree flora. *Sci Rep* **10**: 10130.
- Ter-Steege H, Sabatier D, Castellanos H, *et al.* 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield. *J Trop Ecol*: 801–28.
- Thorbjarnarson J and Silveira R Da. 2000. Secrets of the Flooded Forest. *Nat Hist* **109**: 70–9.
- Tuomisto H, Ruokolainen K, Kalliola R, *et al.* 1995. Dissecting amazonian biodiversity. *Science* **269**: 63–6.
- Tuomisto H, Doninck J Van, Ruokolainen K, *et al.* 2019. Discovering floristic and geoeological gradients across Amazonia. *J Biogeogr* **46**: 1734–48.
- Ulloa Ulloa C and Jørgensen PM. 2018. From Humboldt’s cross-section of the Chimborazo to the map of the plants of the Americas: Making checklists. *Taxon* **67**: 1059–61.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, *et al.* 1980. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* **37**: 130–7.
- Venticinque E, Forsberg B, Barthem R, *et al.* 2016. An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon https://knb.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF1BG2KX8#snapp_computing.6.1. Viewed
- Vetter RE and Botosso PC. 1989. Remarks on Age and Growth Rate Determination of Amazonian Trees. *IAWA J* **10**: 133–45.
- Vieira S, Trumbore S, Camargo PB, *et al.* 2005. Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *Proc Natl Acad Sci U S A* **102**: 18502–7.
- Vormisto J, Svenning J-C, Hall P, and Balslev H. 2004. Diversity and dominance in palm (Arecaceae) communities in terra firme forests in the western Amazon basin. *J Ecol* **92**: 577–88.
- Waldhoff D, Saint-Paul U, and Furch B. 1996. Value of fruits and seeds from the floodplain forests of central Amazonia as food resource for fish. *Ecotropica* **2**: 143–56.
- Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, *et al.* 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* **351**: 128–9.
- Wittmann F, Anhof D, and Junk WJ. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *J Trop Ecol*: 805–20.
- Wittmann F and Junk WJ. 2017. Amazon river basin. The Wetland Book II. In: Finlayson C, Milton G, Prentice R, Davidson N (Eds). Distribution, Description and Conservation. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Wittmann F, Schöngart J, and Junk WJ. 2010. Phytogeography, Species Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests. In: Amazonian Floodplain Forests. Springer, Dordrecht.
- Wittmann F, Schöngart J, Montero JC, *et al.* 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *J Biogeogr* **33**: 1334–47.
- Wittmann H, Blanckenburg F von, Maurice L, *et al.* 2011. Sediment production and delivery in the Amazon River basin quantified by in situ-produced cosmogenic nuclides and recent river loads. *Bulletin* **123**: 934–50.
- Wittmann H, Blanckenburg F von, Maurice L, *et al.* 2011. Sediment production and delivery in the Amazon River basin quantified by in situ-produced cosmogenic nuclides and recent river loads. *Bulletin* **123**: 934–50.
- Worbes M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: The central Amazon floodplain. Springer.
- Young K, León B, Jørgensen P, and Ulloa UC. 2007. Tropical and subtropical landscapes of the Andes. In: Veblen T, Young K, Orme A (Eds). The Physical Geography of South America. Oxford University Press.
- Zemp DC, Schleussner C-F, Barbosa HMJ, *et al.* 2017. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nat Commun* **8**: 1–10.

INFORMAÇÕES DE CONTATO

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)