

4. DEGRADAÇÃO FLORESTAL NO BRASIL E A CRISE CLIMÁTICA

Liana O. Anderson¹², Luiz E.O.C. Aragão¹²

INTRODUÇÃO

O funcionamento das florestas tropicais é crucial para a manutenção da estabilidade climática, a regulação dos fluxos de massa e energia e a preservação da biodiversidade, contribuindo assim para a prestação de serviços ecossistêmicos essenciais à economia nacional. Esses serviços incluem a manutenção das chuvas para a agricultura de grande escala e de subsistência, bem como a garantia da segurança hídrica e energética. Esses serviços garantem os recursos necessários ao bem-estar humano e à proteção das diversas formas de vida da Terra, e as florestas tropicais podem ser consideradas um bem comum e vital para toda a humanidade. De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF, 2025) do Serviço Florestal Brasileiro, em 2022, 58,3% do território brasileiro era coberto por florestas, com uma área estimada de 495.834.867 ha, utilizando 1990 como referência. A maior extensão de nossas florestas encontra-se no bioma Amazônia, sendo a fitofisionomia mais comum a Floresta Ombrófila Densa, representando 67,45% do total de florestas, seguida pelas formações florestais de Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, que cobrem, respectivamente, 15,75%, 8,92% e 6% do território nacional. Do total de florestas, apenas 1,9% são consideradas florestas plantadas.

Além dos benefícios diretos para a sociedade, as florestas tropicais, especialmente as brasileiras, que representam cerca de metade dessas

¹² Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE. São José dos Campos, SP.
Autora correspondente: liana.anderson@inpe.br

florestas globalmente, são componentes essenciais do sistema terrestre para mitigar e aliviar os efeitos das mudanças climáticas. A Amazônia brasileira, por exemplo, é um sumidouro significativo de carbono, armazenando aproximadamente 0,30 (0,22 a 0,37) Pg C ano⁻¹ em suas florestas de Terra Firme não perturbadas (Aragão et al., 2018). Esse fluxo garante um armazenamento total de 150-200 Pg C em sua biomassa, equivalente a 15–20 anos de emissões globais de CO₂ (Flores et al., 2024). No entanto, devido ao desmatamento e outras perturbações antrópicas que causam degradação florestal, essas florestas também contribuem significativamente para as emissões de CO₂ na atmosfera. Segundo dados do Sistema Nacional de Registro de Emissões (SIRENE, 2025), que é o instrumento oficial do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI) para a divulgação dos resultados de emissões de gases de efeito estufa no país, em 2022, estimou-se que as emissões brutas totais de todos os gases de efeito estufa para todos os setores econômicos do país somaram aproximadamente 2.040 Tg CO₂eq. Desse total, o setor de mudança do uso da terra e florestas (LULCC) foi responsável por quase 40% das emissões, destacando-se como o setor com a contribuição mais considerável. Considerando as emissões de CO₂ separadamente, a contribuição do setor LULCC atinge quase 60% das emissões nacionais.

A maioria das análises sobre mudanças no uso e cobertura da terra, no entanto, concentra-se apenas nas causas e impactos da perda florestal por desmatamento, obscurecendo o impacto significativo da degradação florestal. De acordo com dados do projeto MapBiomas (Souza et al., 2020), em 1985, havia aproximadamente 604 milhões de hectares de florestas no Brasil (71% da cobertura terrestre do país), dos quais 114 milhões de hectares foram convertidos em áreas dedicadas à agricultura e pecuária até 2023. Apesar da pressão óbvia exercida pelo processo de desmatamento, que é definido pela remoção total da cobertura vegetal nativa, as perturbações antrópicas representam uma ameaça crescente à estabilidade dos ecossistemas naturais no Brasil, principalmente em áreas florestadas. Essa preocupação baseia-se no fato de que perturbações antrópicas causam degradação florestal, resultando em perdas significativas de estoques de carbono, biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Costa et al., 2023, Pessoa et al., 2023, Barbosa et al., 2022, Mataveli et al., 2021). A degradação pode ser definida, de acordo com a metodologia proposta pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças

Climáticas (IPCC), como uma perda direta, induzida pelo homem, de longo prazo (persistindo por X anos ou mais) de pelo menos Y% dos estoques de carbono florestal (e outros atributos florestais) desde o tempo T e não se qualificando como desmatamento (Penman et al., 2003). A degradação causada por perturbações antrópicas está, portanto, relacionada a efeitos de borda, exploração madeireira ilegal e incêndios florestais.

Estima-se que, entre 2001 e 2018, aproximadamente 3,6 milhões de hectares da bacia amazônica foram afetados por alguma forma de degradação associada à atividade humana. Considerando a área de florestas afetadas por incêndios, extração de madeira e efeitos de borda, e as sobreposições entre esses processos, Lapola et al. (2023) estimaram que a área degradada devido a esses fatores afetou pelo menos 364.748 km² (5,5% de todas as florestas amazônicas remanescentes) entre 2001 e 2018, o equivalente a uma área 12% maior do que a área total desmatada no mesmo período (325.975 km²). A degradação impacta direta e negativamente as funções e serviços florestais, como, entre outros, armazenamento de carbono, produtividade biológica, composição de espécies, estrutura florestal, umidade atmosférica local e regional e os usos e valores da floresta para os seres humanos (Lapola et al., 2023).

Os impactos de longo prazo da degradação florestal e sua extensão nas florestas brasileiras diferem daqueles causados pelo desmatamento, tanto em termos de mudanças no funcionamento dos ecossistemas quanto em relação à provisão de meios de subsistência para as populações locais. Os diferentes vetores de degradação frequentemente ocorrem simultânea e repetidamente, aumentando consideravelmente sua pressão sobre as condições das florestas e outras vegetações nativas. Muitos dos efeitos dessas perturbações também ocorrem em escalas de tempo mais longas. Por exemplo, a mortalidade contínua de árvores após um incêndio ou seca extrema significa que as florestas podem continuar a emitir mais carbono por décadas após o evento (Silva et al., 2020). Assim, estimativas recentes sugerem que a perda total de carbono associada aos processos de degradação florestal é comparável, se não maior, à perda de carbono causada pelo desmatamento.

Além disso, estima-se que apenas 14% das florestas amazônicas degradadas foram posteriormente desmatadas ao longo de um período de 22 anos (Bullock et al., 2020), sugerindo que esses processos são parcialmente independentes. Uma estimativa pan-amazônica entre 1995 e 2017 indica que uma área de 103 milhões de ha (\pm 2,4 milhões de ha) foi

impactada por distúrbios humanos e naturais, correspondendo a 17% da área total da floresta em 2017 (Bullock et al., 2020). Em outro estudo, entre 2001 e 2018 (Lapola et al., 2023), a estimativa da área total degradada aumenta para 2.542.593 km², representando 38% das florestas amazônicas remanescentes, considerando extração de madeira, efeitos de borda, incêndios e secas, bem como todas as possíveis sobreposições entre esses fatores. Essa área total degradada inclui 628.909 km² de floresta onde duas ou mais das quatro perturbações se sobrepõem.

A degradação das florestas brasileiras, particularmente as da Amazônia, compromete os valores ecológicos, climáticos, sociais, econômicos, culturais e espirituais profundamente enraizados em comunidades tradicionais e indígenas (Camilotti et al., 2020; Whyte, 2020). Dependendo da escala e da intensidade do processo, essa degradação pode comprometer grande parte do tecido socioeconômico que evoluiu entrelaçado com o ecossistema florestal ao longo de milênios (Pereira et al., 2023). A complexidade e a insubstituibilidade dessas relações bioculturais ressaltam a necessidade urgente de destinação de terras a esses grupos, em conformidade com os direitos territoriais e conforme previsto na Constituição Brasileira, pois isso contribui indiretamente para a conservação dessas florestas. Portanto, compreender, monitorar e explorar formas alternativas de prevenir a degradação florestal são de importância ímpar para a compreensão não apenas do contexto das emissões de gases de efeito estufa, mas também de todo o potencial valor sociobioeconômico que esse ativo ambiental oferece ao país.

Os resultados dos estudos apresentados neste capítulo representam, principalmente, pesquisas lideradas por ou com participação significativa de pesquisadores brasileiros. Devido à importância da região amazônica e à disponibilidade de estudos de larga escala publicados sobre o tema da degradação nessa região, muitos dos resultados aqui apresentados se concentrarão no conhecimento atual estabelecido sobre a maior floresta tropical do mundo, a Amazônia. Vale ressaltar que pesquisadores brasileiros, seja em instituições no Brasil ou no exterior, lideraram mais de 50% das referências citadas. Entre as demais referências, a maioria dos estudos conta com a participação de autores brasileiros. Aproximadamente um terço dos estudos foi publicado nos periódicos *Science* e *Nature*, destacando a qualidade excepcionalmente alta da ciência brasileira. Os trabalhos restantes são publicados principalmente em periódicos com alto fator de impacto. Esta avaliação destaca o papel

de liderança da ciência brasileira, bem como a importância do fluxo de conhecimento e da consolidação de colaborações internacionais para o avanço da compreensão de questões relevantes e complexas de interesse nacional e global.

Neste capítulo, abordaremos dois tipos de pressões enfrentadas por nossas florestas: climáticas e antropogênicas. Primeiramente, discutiremos as ameaças representadas por secas e temperaturas extremas ao funcionamento das florestas. Em seguida, exploraremos os estressores humanos, com foco na fragmentação florestal, no efeito de borda e nos incêndios florestais. Por fim, exploraremos maneiras de mitigar as emissões do desmatamento e da degradação florestal, discutindo os benefícios da restauração florestal e as necessidades críticas da ciência e da tecnologia para apoiar a implementação eficiente de políticas públicas.

SECAS E TEMPERATURAS EXTREMAS COMO VETORES DE DEGRADAÇÃO

Alguns dos principais processos climáticos interanuais que modulam eventos de seca na Amazônia incluem anomalias na temperatura da superfície do mar (TSM) nos oceanos Pacífico Norte e tropical e Atlântico Norte e tropical (Aragão et al., 2018; Marengo, 2004). Essas oscilações são medidas por índices climáticos, que são: índice de Oscilação Tropical do Atlântico Sul (TSA), índice multivariado ENSO (MEI V2), índice de Oscilação Decadal do Pacífico (PDO) e índice de Oscilação Decadal do Atlântico. Estudos sugerem que secas extremas foram intensificadas por mudanças climáticas induzidas pelo homem. Por exemplo, na região amazônica, estima-se que forçantes antropogênicas alteraram a intensidade da seca de 2015-2016 e aumentaram o risco desse evento em cerca de quatro vezes, com um intervalo de confiança variando de 2,7 vezes a 4,7 vezes (Ribeiro et al., 2020). Desde o início do século XXI, quatro secas intensas (2005, 2010, 2015-2016 e 2023-24) foram classificadas como eventos que ocorrem uma vez a cada cem anos quando ocorreram. No entanto, cada uma delas foi superada em magnitude pelo evento seguinte (Barichvich et al., 2018; Papastefanou et al., 2022; Espinoza et al., 2024).

Espacialmente, dependendo do padrão de aquecimento do oceano, as secas afetam diferentes regiões. Por exemplo, as áreas afetadas por reduções na precipitação devido a eventos ENSO positivos e fases quen-

tes da ODP estão predominantemente localizadas no norte e nordeste da Amazônia, bem como na borda ocidental da Amazônia, abrangendo Equador e Peru. As áreas afetadas por TSS anormalmente altas no Atlântico Norte ocorrem predominantemente na Amazônia centro-ocidental, e aquelas afetadas por TSS anormalmente altas no Atlântico Sul tropical oriental afetam predominantemente o sul da Amazônia boliviana e o norte da Amazônia venezuelana (Marengo et al., 2011). Utilizando o Índice Integrado de Secas (IDI) (Cunha et al., 2019), os anos de 2023 e 2024 ocupam o primeiro lugar em termos de extensão de áreas afetadas pela seca, cobrindo aproximadamente 5 milhões de km², o que corresponde a cerca de 59% do território brasileiro. Em segundo lugar, a seca de 2015-2016 afetou aproximadamente 4,6 milhões de quilômetros quadrados (aproximadamente 54% do país). A seca de 1997-1998 afetou cerca de 3,6 milhões de km², o equivalente a 42% do território nacional (CEMADEN, 2024).

A exposição e a vulnerabilidade das florestas brasileiras a secas e temperaturas extremas têm se tornado cada vez mais evidentes. Por exemplo, secas afetam as florestas amazônicas aproximadamente a cada cinco anos (Anderson et al., 2018). O primeiro evento documentado de mortalidade generalizada de árvores em florestas de terra firme resultante de uma seca foi registrado em 2005 (Phillips et al., 2009). Esse evento causou impactos persistentes nas copas das árvores, que duraram pelo menos 4 a 5 anos após a seca (Saatchi et al., 2013). Embora não haja evidências de impactos compostos entre as recorrências de seca, com base em dados de campo, estimou-se que, durante a seca de 2010, as florestas de terra firme não ganharam biomassa, houve um aumento na mortalidade de árvores e um declínio na produtividade florestal. Esses impactos cobriram uma fração significativa da bacia amazônica durante a seca de 2010 e estavam relacionados à intensidade do déficit hídrico (Feulds-patch et al., 2016). No entanto, a avaliação de dados de satélite sobre a capacidade fotossintética da floresta revelou que os impactos das secas parecem se agravar ao longo do tempo, com a recorrência dos eventos (Anderson et al., 2018). Neste estudo, os pesquisadores observaram uma redução na capacidade fotossintética, evidenciada por dados de satélite que monitoram a vegetação, afetando mais de 400.000 km² de florestas na Amazônia brasileira. Essa redução foi acompanhada por um aumento na intensidade e em áreas florestais cada vez maiores afetadas em anos de seca extrema.

Um estudo que avaliou o impacto do El Niño de 2015-2016 nas florestas tropicais da América do Sul, com foco na Amazônia e na Mata Atlântica, mostrou que todos os locais de coleta de dados apresentaram temperaturas extremas e maiores déficits hídricos (DH) durante o período censitário de El Niño de 2015-2016 do que no período de monitoramento pré-El Niño (Bennett et al., 2023). O DH serve como um indicador de estresse hídrico em florestas, com base na lógica de que a floresta entra em estresse quando a evapotranspiração excede a precipitação, sem considerar a capacidade de armazenamento de água do solo e as adaptações fisiológicas das plantas (Aragão et al., 2007). Os resultados do estudo de Bennett et al. (2023) revelaram que, durante as altas temperaturas e a seca induzidas pelo fenômeno El Niño de 2015-2016, as 123 parcelas florestais monitoradas não conseguiram atuar como um sumidouro significativo de carbono na biomassa, contrastando com seu comportamento de longo prazo antes do evento El Niño. Os autores estimaram que a mudança líquida no carbono foi impulsionada por um aumento significativo nas perdas devido à mortalidade de árvores, de 1,96 para 2,41 Mg C ha⁻¹ por ano ($P = 0,02$). Em comparação, não houve mudança nos ganhos de carbono com o crescimento das árvores e o recrutamento de novas árvores (2,40 Mg C ha⁻¹ por ano antes do El Niño e 2,43 Mg C ha⁻¹ por ano durante o El Niño, $P = 0,7$) (Bennett et al., 2023).

Os impactos das secas nas florestas são claros, mas com que frequência essas secas afetaram a floresta amazônica? Uma análise de dados históricos de 2003 a 2020 revela que certos anos têm um impacto significativo em extensas áreas florestais, representando $\geq 20\%$ da área total da região, e são caracterizados por anomalias severas de precipitação (precipitação anual abaixo da média local de longo prazo). Esses anos (área afetada) foram os seguintes: 2015 (54%), 2010 (35%), 2020 (26%), 2003 (21%) e 2005 (20%). No entanto, reduções substanciais na precipitação não levam necessariamente a déficits hídricos em solos florestais, já que a precipitação na região amazônica geralmente está bem acima da demanda hídrica da vegetação, que é de aproximadamente 100 mm por mês (Aragão et al., 2007). Assim, o cálculo do déficit hídrico acumulado máximo (DMCA, Aragão et al. 2007) é considerado um indicador mais apropriado para analisar o impacto das secas em áreas florestais.

Avaliar este indicador como uma alternativa às anomalias de precipitação revela uma ligeira mudança nos anos e área afetada em termos da extensão das anomalias MCWD, com os anos (área afetada) de 2015

(34%), 2010 (33%), 2016 (33%), 2005 (24%) e 2007 (21%) se destacando. Além disso, uma análise recente do déficit hídrico acumulado, derivada de dados de precipitação (Lapola et al., 2023), mostrou que entre 2001 e 2018, 2.740.647 km² da área florestal do bioma Pan-Amazônico foi afetada por secas, correspondendo a 41,1% da cobertura florestal amazônica remanescente (6.673.908 km²). Embora os efeitos cumulativos das secas sobre as florestas ainda não sejam totalmente compreendidos, sabe-se que as secas induzem aumento da mortalidade e diminuição do crescimento das árvores, potencialmente exacerbando esse impacto em áreas afetadas múltiplas vezes. Sabe-se que mais de um terço da área afetada por secas extremas foi afetada por dois (26%) ou mais (10%) eventos ao longo de um período de 18 anos (Lapola et al., 2023).

Impactos cada vez mais severos e complexos das secas na Amazônia estão sendo observados. Recentemente, a seca de 2023-24 foi caracterizada por chuvas excepcionalmente escassas e sete ondas de calor durante a estação seca (Espinoza et al., 2024). Os níveis dos rios atingiram níveis recordes de baixa e os incêndios aumentaram (Jiménez et al., 2024), resultando em uma série de impactos negativos sobre toda a população e os ecossistemas amazônicos. Durante 2023-2024, houve uma redução de mais de 8% na extensão de águas abertas (AAA) na Amazônia central em comparação com a AAA média de novembro e dezembro. Uma redução de 4.458 km² foi observada em dezembro de 2023 em comparação com a média do OWE para dezembro, e uma análise comparativa destacou a transição de áreas anteriormente alagadas para zonas secas durante a seca de 2023, destacando uma diferença substancial de até 80% tanto em porcentagem quanto em área (Maciel et al., 2024). A perda total de água superficial em 2023, em comparação com o mesmo período de 2022, atingiu 3,3 milhões de hectares, sendo os locais mais afetados o estado do Amazonas, com perda de 1,96 milhão de hectares (59,4%) de água superficial, seguido pelo Pará (841.000 hectares; 25,5%) e Roraima (333.000 hectares; 10,1%) (Souza Jr et al., 2024).

Variações nos níveis dos rios têm impactos significativos nas florestas. Householder et al. (2024) demonstraram que um sexto das árvores nas planícies de inundação da Amazônia são ecologicamente especializadas em habitats de planície de inundação, destacando a importância desses ambientes de água doce para a conservação da biodiversidade. A disponibilidade de água no solo, que determina a percepção das plantas de déficit ou excesso hídrico, é controlada principalmente pelas condi-

ções edáficas e hidrológicas locais, sendo estas últimas significativamente influenciadas pela topografia. Assim, árvores expostas ao mesmo macroclima podem estar em contato direto com águas subterrâneas (como em terras baixas e vales, com solos mais úmidos onde há lençol freático raso - SWT) ou longe dessa fonte (como em encostas e planaltos), sofrendo maiores déficits hídricos e sendo mais dependentes da precipitação (Esteban et al., 2020). Evidências da região central da Amazônia sugerem que espécies associadas a florestas de lençol freático raso foram significativamente menos afetadas por períodos de seca severa do que aquelas associadas a florestas em locais com águas subterrâneas mais profundas. No entanto, períodos extremos de seca e precipitação reduziram as taxas de crescimento em diâmetro entre 11% e 42% e aumentaram a mortalidade entre 88% e 146%, respectivamente, indicando que ambos os extremos climáticos podem ter efeitos adversos sobre a floresta (Esteban et al., 2020). No entanto, espécies associadas a SWTs não apresentam diminuição no crescimento ou aumento na mortalidade à medida que a seca se torna mais severa e poderiam, pelo menos com base em evidências limitadas até o momento e teoricamente, funcionar em condições de seca como refúgios hidrológicos, ou seja, locais na paisagem que sustentam populações de uma espécie enquanto as condições climáticas circundantes se tornam inadequadas (Costa et al., 2023).

A multiplicidade de resultados de dados de longo prazo, medidos em campo por meio de inventários florestais ou imagens de satélite, nos leva a duas conclusões claras. Primeiro, os eventos de seca aumentam a mortalidade de árvores e reduzem a capacidade de absorção de carbono dessas florestas. Impactos semelhantes foram registrados durante secas em outras florestas tropicais do país. Em segundo lugar, a frequência e a intensidade dessas secas estão aumentando, com as mudanças climáticas globais contribuindo para essa tendência. Portanto, áreas cada vez maiores de floresta estarão expostas a repetidos eventos de seca com altas temperaturas, aumentando assim o risco de interrupção da prestação de serviços ecossistêmicos essenciais, incluindo a perda da estabilidade dos estoques de carbono, da biodiversidade e do ciclo hidrológico. Além disso, as secas podem aumentar a vulnerabilidade das florestas a outros vetores de degradação, como incêndios, e exacerbar os impactos negativos de outros eventos, como a fragmentação, conforme discutido nas seções seguintes.

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E EFEITOS DE BORDA

Estima-se que, na faixa tropical da América Latina, entre 2001 e 2018, aproximadamente 11,72% (702.954 km²) da cobertura florestal existente desde 2000 (702.954 km²) foi perdida, a uma taxa média de 39.053 ± 11.677 km² por ano (Silva Júnior et al., 2022). O desmatamento inevitavelmente leva à perda de habitat, alterando a distribuição espacial e o tamanho das florestas remanescentes por meio da fragmentação florestal (Villard & Metzger, 2014). Analisando as florestas de sete estados da Amazônia brasileira entre 2001 e 2010, Numata e Cochrane (2012) estimaram que o número total de fragmentos dobrou no período analisado, de 76.866 fragmentos em 2001 para 143.572 fragmentos em 2010, considerando bordas florestais com comprimento de 1.000 m, quantificando um aumento de 467.237 km² em 2001 para 543.393 km² em 2010. Para 2014, uma avaliação abrangendo a área florestal total dos nove estados da Amazônia brasileira e definindo bordas com extensão estimada de 1.020 m, resultou em uma área florestal total de 3.177.238 km², dos quais 28,1% foram classificados em alguma classe de fragmentação. Desse total, 3,2% das florestas remanescentes se enquadram na categoria de fragmentos isolados, conhecidos como ilhas florestais, que são florestas relativamente mais isoladas dentro da paisagem e suscetíveis à degradação (Vedovato et al., 2016). Em termos comparativos, somando os tipos de fragmentação florestal para o ano de 2014, na ordem de 891.593 km² de florestas, e considerando que os efeitos de borda se estendem até 1.020 m dentro da floresta, temos uma área afetada 17% maior do que o total de desmatamento acumulado até o momento (Vedovato et al., 2016).

Na escala da bacia amazônica envolvendo nove países, Silva Júnior et al. (2020) estimaram que as áreas de borda florestal, definidas como 120 m de largura em direção ao interior da floresta a partir de um determinado uso da terra, aumentaram de 16.212 km² em 2001 para 176.555 km² em 2015, representando 65% da área total desmatada durante esse período. Esse número fornece uma estimativa média de 11.770 ± 3.546 km² de novas bordas florestais formadas anualmente na Amazônia. Para o ano de 2009, nessa região, foram estimados um total de 77.038 fragmentos com uma área média de 83,76 km² e 321.135 km² de área total de borda (1.000 m de largura) (Putz et al., 2014). Em relação à Mata Atlântica, em 2005, os mesmos autores identificaram um total de 245.173 fragmentos florestais com área média de 0,63 km² e comprimento total de borda de 73.476 km²,

considerando um limiar de 1.000 m de largura. Uma avaliação da idade das bordas florestais na bacia amazônica revelou que, em 2015, 23% das bordas florestais tinham entre 1 e 3 anos, 21% entre 4 e 6 anos, 19% entre 7 e 9 anos, 20% entre 10 e 12 anos e 16% entre 13 e 15 anos, resultando em uma idade média de 7 ± 3 anos (Silva Júnior et al., 2020). Esses resultados indicam que a fragmentação florestal na América tropical teve um impacto significativo nas florestas nativas. Dependendo do histórico das fronteiras de desmatamento, podem ser observadas bordas de diferentes idades, o que consequentemente leva à variação espacial e temporal nos impactos desse efeito de borda na estrutura florestal, especialmente nos estoques de biomassa (Silva Júnior et al., 2020).

O estudo do efeito de borda na biomassa ampliou nossa compreensão do impacto negativo desse processo nos estoques de carbono florestal, tanto em termos do aumento da mortalidade de árvores devido às mudanças microclimáticas quanto do aumento da incidência de incêndios nas bordas florestais. As bordas florestais sofrem perdas significativas de carbono, pelo menos nos primeiros 100 m em direção ao seu interior, ao longo de sua formação, induzidas por mudanças microclimáticas em seu interior, levando ao aumento das taxas de mortalidade de árvores (Laurance et al., 2011; Magnago et al., 2015; Meza-Elizalde et al., 2021; Nunes et al., 2023). Hissa et al. (2018) relataram uma pequena contribuição dessa perturbação para as perdas totais de carbono em relação ao desmatamento, com uma média de 1,88% e 3,7% para 100 e 300 metros de bordas, respectivamente, durante o período de 1985 a 2012, avaliado em um trecho de 700 km ao longo da rodovia BR-163 entre os estados do Pará e Mato Grosso.

Em outro estudo, Numata et al. (2010) estimaram que a perda de carbono devido ao efeito de borda representou 3,6% da perda total atribuída a todos os fluxos de carbono derivados do desmatamento entre 1985 e 2008 em uma região do estado de Rondônia. Na escala da Amazônia brasileira, Numata et al. (2011) avaliaram o carbono liberado pelas bordas florestais entre 2001 e 2010, representando 2,6–4,5% das emissões de carbono relacionadas ao desmatamento, mas sua importância relativa aumentou de 1,7–3,0% para 3,3–5,6% entre os períodos de baixas e altas taxas de desmatamento, respectivamente. Os autores já haviam alertado para o crescente aumento das emissões devido à criação de novas bordas florestais. Entretanto, Silva-Júnior et al. (2020) quantificaram que para florestas na região Pan-Amazônica, entre 2001 e 2015, as per-

das médias de carbono associadas ao efeito de borda corresponderam a um terço das perdas decorrentes do desmatamento. Este estudo demonstrou uma perda bruta total de carbono devido ao efeito de borda de aproximadamente 947 Tg C (0,95 Pg C), com uma média de 63 ± 8 Tg C por ano. Para comparar a ordem de grandeza dessas perdas com aquelas devidas ao desmatamento, estimou-se uma perda bruta total de 2592 Tg C (2,59 Pg C) para o mesmo período, com uma média de 173 ± 46 Tg C por ano. A análise temporal dessa contribuição revela uma perda de carbono nas bordas florestais estimada em 25% em relação à perda causada pelo desmatamento em 2001, com um aumento para 48% em 2015. É importante notar que os estoques de carbono florestal acima do solo diminuem progressivamente nas bordas da Floresta Amazônica devido à sua idade, sendo o período mais crítico os primeiros cinco anos após a criação da borda florestal (Silva Júnior et al., 2022). Da mesma forma, Laurance (1997) encontrou uma perda significativa de biomassa, variando de 8% a 14%, nos primeiros 100 metros de bordas florestais durante os primeiros 10 anos após a fragmentação, com a perda mais pronunciada ocorrendo nos primeiros quatro anos.

No estágio inicial da formação da borda, as taxas de mortalidade aumentam significativamente entre as árvores de grande porte, que são responsáveis pela maior parte do carbono armazenado na floresta (Laurance et al., 2000; Brando et al., 2024). Posteriormente, à medida que as bordas envelhecem, as taxas de renovação, o número de lianas lenhosas e espécies pioneiras aumentam como resultado do processo de sucessão (Laurance et al., 2011; Numata et al., 2017). Após esse processo, a comunidade vegetal estabelecida na borda da floresta tende a se adaptar melhor às novas condições microclimáticas, reduzindo a perda de biomassa devido à mortalidade das árvores. Embora o crescimento de novas árvores aumente ao longo do tempo, as taxas de renovação também aumentam (Esquivel-Muelbert et al., 2019) como consequência do aumento da mortalidade, levando a uma tendência das bordas da floresta permanecerem em um estado alternativo de equilíbrio pós-fragmentação. Este estado alternativo, que se estabiliza entre 6 e 15 anos após a criação da borda, é caracterizado por florestas com menor biomassa acima do solo (BPA) do que as áreas centrais adjacentes. Isso ocorre porque a maioria das bordas amazônicas está constantemente exposta a incêndios, o que na Amazônia brasileira pode levar a uma redução da BPA florestal de $24,8 \pm 6,9\%$ após 31 anos (Silva et al., 2018; Silva et al., 2020). Barni et al.

(2025) avaliaram os impactos dos efeitos da borda florestal entre 2007 e 2023 no município de Rorainópolis, localizado no sul do estado de Roraima, e quantificaram uma perda de biomassa de 19 Mg C ha⁻¹. Os autores também avaliaram a perda de carbono na biomassa em um local exposto a três vetores de degradação, totalizando uma perda de 36,4% de carbono na biomassa exposta, ponderada pelas áreas de ocorrência e considerando os percentuais de perda de 22,15% devido a incêndios, valor semelhante ao estimado por Silva et al. (2018) e Silva et al. (2020), e 8,20% devido à exploração seletiva de madeira e 8,75% devido ao efeito de borda.

Os impactos desse processo de fragmentação florestal e o efeito de borda resultante vão muito além do carbono armazenado na biomassa florestal. Sabe-se que, em paisagens fragmentadas, a área do fragmento florestal é um importante determinante da persistência das espécies. Sugere-se que a conservação da diversidade de aves florestais é impactada negativamente pelo tamanho do fragmento, sendo sugerida uma área mínima de mais de 10.000 ha para manter a diversidade em florestas bem preservadas (Lees et al., 2006; Morante-Filho et al., 2015). Os impactos das perturbações florestais se estendem a toda a biodiversidade, incluindo a fauna e a flora. Um estudo com foco na Mata Atlântica revelou que fragmentos florestais podem ter de 25% a 32% menos biomassa, de 23% a 31% menos espécies e 33%, 36% e 42% menos indivíduos de espécies endêmicas, de sementes grandes e de sucessão tardia, respectivamente (Lima et al., 2020).

Esses resultados indicam que, apesar da redução nas taxas de desmatamento, novas bordas florestais ainda estão sendo criadas. Essas bordas contribuirão significativamente para o aumento das emissões nacionais de gases de efeito estufa. Além disso, o efeito observado sobre a biodiversidade da fauna e da flora compromete ativos bioeconômicos e funções ecossistêmicas críticas, como os processos de polinização. Acabar com o desmatamento ilegal e reduzir a expansão das bordas florestais são essenciais para o sucesso dos esforços de redução das emissões por desmatamento e degradação florestal no Brasil, bem como para o cumprimento dos acordos internacionais que visam mitigar a crise climática.

INCÊNDIOS FLORESTAIS

A gravidade, a extensão e a recorrência dos incêndios florestais estão aumentando em todo o mundo. No Brasil, em particular, esse aumento se deve às atividades humanas relacionadas à mudança do uso da terra, ao desmatamento e à degradação florestal, sendo as pessoas a principal causa das ignições e seus impactos amplificados pelas mudanças climáticas, com o aumento da frequência e da intensidade de secas e extremos de temperatura (Lapola et al., 2023, Jones et al., 2024, Kelley et al., 2025).

No Brasil, há um registro médio de 219.811 detecções de incêndios por ano entre 1998 e 2025 (INPE/Queimadas, 2025), atingindo valores máximos e mínimos em 2007 (393.915 detecções) e 2000 (101.530 detecções), respectivamente. Entre os meses com os maiores números, observou-se uma mudança nos padrões sazonais ao longo deste século. Os picos históricos de ocorrência de incêndios ocorrem tipicamente entre junho e dezembro. Os anos entre 2003 e 2007 apresentaram os maiores valores de toda a série histórica desde 1998, coincidindo com um período de altas taxas de desmatamento. Anualmente, entre fevereiro e maio, também ocorre um pico na ocorrência de incêndios, cerca de 10 vezes menor do que os observados entre junho e dezembro. Esse pico está relacionado a eventos de incêndios detectados acima do Equador durante a estação seca nessa região. Os valores máximos registrados em toda a série histórica para essa região ocorreram nos últimos cinco anos (INPE/Queimadas, 2025). Mudanças no padrão de incêndios no território nacional, como as relatadas acima, têm sido observadas em todo o país. Por exemplo, uma avaliação dos valores médios mensais de maio ao longo da série histórica (1998-2025) revelou que, desde 2020, esse mês teve mais de 4.000 focos de incêndio, um limite anteriormente superado apenas entre 2003 e 2007 e novamente em 2010, com o recorde histórico sendo estabelecido em 2022. Houve também um aumento de 25% no número de focos de incêndio para o mês médio de fevereiro nos últimos cinco anos, em comparação com a média histórica entre 1999 e 2019. O aumento nas detecções de focos de incêndio nos primeiros meses do ano não ocorreu às custas de uma diminuição nas ocorrências nos meses mais críticos. Os valores médios de setembro e outubro, em relação às médias de longo prazo, ficaram dentro de uma variação de 10%, o que é considerado alto. Esse aumento nos incêndios no início do ano indica uma intensificação dos padrões de incêndio associados ao uso da terra, desmatamento e se-

cas recentes, particularmente no Estado de Roraima. O impacto dos focos de incêndio geralmente é revelado pela análise de dados sobre áreas queimadas. O produto da área queimada produzido pelo MapBiomas (Alencar et al., 2020) indica a extensão da área afetada por eventos de incêndio. Com base nesses dados, estima-se que aproximadamente 24% do território nacional tenha sido afetado por incêndios pelo menos uma vez nos últimos 40 anos, com uma média de 18,5 milhões de hectares queimados por ano (MapBiomas fire, 2025). Entre 1985 e 2024, estima-se que 69,5% da área queimada ocorreu em regiões ocupadas por vegetação nativa, com aproximadamente 11% em florestas. Portanto, esses incêndios podem ser diretamente categorizados como incêndios florestais antropogênicos, visto que incêndios nesse tipo de cobertura vegetal são praticamente inexistentes ou raros nesses ecossistemas.

Na Amazônia, os incêndios florestais são amplificados em anos de seca e temperaturas extremas, e a extensão das florestas afetadas pelo fogo vem aumentando a cada evento de seca. Silva Júnior et al. (2019) estimaram um total de 41.378 km² de área queimada durante a seca amazônica de 2010, dominada por incêndios em terras produtivas (68%; 28.161 km²), com 12% (5.032 km²) dos incêndios ocorrendo em áreas florestais. Esses números representaram um aumento simultâneo na área queimada de 168% em terras produtivas, 73% na vegetação não florestal e 91% na cobertura florestal em comparação com a média entre 2006 e 2016. Durante as secas de 2015 e 2016, foram observadas áreas queimadas de 20.049 km² e 16.994 km², respectivamente. Desse total, 55% (10.944 km²) e 39% (6.568 km²) da área queimada foram registradas em terras produtivas nesses dois anos, respectivamente. No entanto, as áreas florestais afetadas pelo fogo representaram 20% (3.993 km²) e 31% (5.253 km²) em 2015 e 2016, respectivamente, superando os percentuais de todos os outros anos analisados. Esses números representam um aumento simultâneo de 51% e 99% nas florestas queimadas em 2015 e 2016, respectivamente, em comparação com a média do período.

A seca de 2023 e 2024, que afetou aproximadamente 59% do território nacional (CEMADEN 2024), trouxe novos recordes de florestas queimadas. Um diagnóstico fornecido pelo MapBiomas Fogo (Mapbiomas, 2025) revelou que, em 2024, 30 milhões de hectares foram afetados por incêndios, representando um aumento de 62% em relação à média anual, considerando estimativas desde 1985. Os biomas Amazônia e Mata Atlântica estabeleceram recordes históricos nesses anos, com aumentos de

117% e 261% nas áreas afetadas, respectivamente. Os biomas Pantanal e Cerrado também apresentaram alta incidência de incêndios: um aumento de 157% e 10%, respectivamente, foi observado. A situação foi apenas branda nos biomas Pampa e Caatinga, com redução de 48% e 16% na área afetada por incêndios, respectivamente (Mapbiomas, 2025). Ainda referente aos dados do MapBiomas, em 2024, 72,7% da área queimada ocorreu em vegetação nativa, compreendendo 25,9% formações florestais, 20,7% formações savânicas, 13,9% planícies de inundação e 12,2% formações campestres. As formações florestais foram a classe de cobertura do solo mais afetada pelo fogo, com 7,7 milhões de hectares (Mha), 287% acima da média histórica.

O relatório sobre incêndios florestais, abrangendo o período de janeiro de 2023 a fevereiro de 2024 (Jones et al., 2024), mostrou que esse período foi bastante intenso ao avaliar diferentes métricas associadas aos incêndios no Brasil. Os estados do Amapá e Amazonas tiveram a maior e a segunda maior área queimada desde 2002, respectivamente. Os estados de Roraima e Amazonas tiveram o segundo e o terceiro piores anos em termos de emissões de carbono, respectivamente. Os estados do Amazonas, Roraima e Amapá tiveram o primeiro, segundo e terceiro maior número de incêndios, com Amapá e Rondônia tendo a primeira e a segunda maiores taxas de propagação de incêndios em toda a série histórica, respectivamente. Uma análise de atribuição causal revelou que as anomalias na área queimada na Amazônia Ocidental durante a temporada de incêndios de 2023-2024 foram 50% maiores do que o esperado devido às mudanças climáticas antropogênicas. O novo relatório sobre incêndios florestais cobrindo o período de março de 2024 a fevereiro de 2025 (Kelly et al., 2025) pinta um quadro ainda mais crítico. Os estados do Pará e Amazonas têm um recorde histórico de áreas queimadas desde 2002. Mato Grosso do Sul teve a segunda maior área queimada na série, Rondônia teve a terceira maior, e Mato Grosso e São Paulo tiveram a quarta maior área queimada na série histórica avaliada. Em termos de emissões de C por incêndios, Amazonas, São Paulo e Mato Grosso do Sul apresentaram valores recordes no período 2024-2025 em relação a toda a série de dados analisada. O Paraná teve o segundo pior ano em termos de emissões, e o Pará teve o quarto pior ano. Em termos de intensidade de incêndios, esse período foi o mais extremo nos estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul, Paraná, Rio de Janeiro e Roraima, e o segundo pior ano para os estados do Amazonas e Goiás. Todos esses estados também estiveram

entre os cinco piores anos em termos de extensão e taxas de propagação de eventos de incêndio. Essas métricas relacionadas à ocorrência de incêndio enviam uma mensagem clara: nos períodos mais recentes da série histórica, pode-se observar que os incêndios estão produzindo uma área queimada maior, com eventos de incêndio mais quentes e propagação mais rápida em vários estados do território nacional, em comparação aos primeiros 18 anos deste século.

Na Amazônia brasileira, calculou-se que aproximadamente um terço das detecções ativas de incêndios entre 2003 e 2019 ocorreram a menos de 1 km de áreas desmatadas no mesmo ano, e um terço das áreas desmatadas em um determinado ano estavam localizadas a menos de 500 m de áreas desmatadas no ano anterior (Silveira et al., 2020). Além disso, na escala da bacia amazônica, 25% dos incêndios florestais ocorrem nos primeiros 120 metros da floresta em relação à área de contato com outros usos do solo, uma região conhecida como borda da floresta, resultando em aproximadamente 17% das bordas da floresta sendo afetadas pelo fogo (Lapola et al., 2023). De acordo com este estudo, 69% da área florestal queimada na bacia foi afetada por um único incêndio florestal. Esses incêndios têm uma série de impactos negativos, que vão desde a redução da biodiversidade da fauna e da flora e dos estoques de carbono, alteração do funcionamento da floresta, aumento das emissões de poluentes atmosféricos e gases de efeito estufa, até o aumento da vulnerabilidade das populações que dependem desses recursos florestais para fins de subsistência, econômicos, espirituais ou de bem-estar (Lapola et al., 2023). Quantificar a magnitude dos impactos negativos dos incêndios é um tanto complexo, pois as medidas de severidade do fogo, que são medidas diretamente em campo, são restritas a locais específicos e podem não ser representativas de todas as florestas, que variam em termos de estoques de carbono, diversidade de espécies, clima, estrutura da paisagem, solos e usos da terra.

A mortalidade de árvores no sub-bosque após incêndios varia espacialmente: os maiores níveis de mortalidade de árvores e as maiores perdas de biomassa foram registrados no estado brasileiro do Pará (Cochrane et al., 1999; Barlow et al., 2023). Efeitos menores foram registrados em regiões amazônicas mais secas (Brando et al., 2020), onde as árvores são protegidas por cascas mais espessas (Staver et al., 2020) e em regiões menos sazonais, onde a intensidade do fogo pode ser limitada pelo alto teor de umidade do combustível (Pontes et al., 2021). Para a região

sudeste da Amazônia, verificou-se que a frequência e a intensidade dos incêndios aumentaram significativamente a mortalidade, particularmente entre árvores pequenas, mas os impactos na estrutura e produtividade da floresta foram mais sutis. Por exemplo, a biomassa acima do solo diminuiu cerca de 13% em florestas expostas a dois incêndios em 2013 e 2016 (Maracahipes-Santos et al., 2025). Sabe-se também que o tempo decorrido desde a perturbação pode ser considerado um importante determinante dos estoques de carbono acima do solo. Quando florestas são queimadas, a recuperação dos estoques de carbono a partir do recrutamento e crescimento de árvores é compensada por altas taxas de mortalidade contínua de árvores (Berenguer et al., 2021, Barlow et al., 2003), de modo que a floresta queimada pode ser uma fonte líquida de emissões de carbono por até 7 anos após o incêndio e conter cerca de 25% menos carbono após 30 anos (Aragão et al., 2018, Silva et al., 2018). Os impactos negativos do fogo são ainda mais críticos quando o fogo ocorre duas ou mais vezes no mesmo local. Essa característica dos incêndios é chamada de recorrência e pode ser avaliada quantitativamente. Por exemplo, Barlow et al. (2008) demonstraram que áreas com alta recorrência podem sofrer perdas de mais de 80% do carbono acima do solo (Barlow et al., 2008). Estima-se que, na Amazônia, quase um terço da área queimada tenha sido queimada duas vezes (18%) ou três ou mais vezes (13%) (Map-biomass fogo, 2025). O fogo tem um efeito direto na riqueza e composição de espécies. A cobertura do dossel superior é mais afetada ao longo do tempo após o incêndio do que o sub-bosque. Essas mudanças estruturais também tendem a influenciar a composição das espécies de aves, que, mesmo após um período de 38 anos, não apresentou uma recuperação completa da comunidade de aves (Valentim et al., 2025).

No entanto, generalizações sobre os impactos negativos do fogo na diversidade de fisionomias florestais e seus habitats são limitadas. Por exemplo, Schöngart et al. (2024) especificam que, além das florestas ombrófilas, onde a maioria dos estudos de impacto do fogo são conduzidos, há áreas de florestas de várzea na bacia amazônica. Estas são divididas em dois grandes grupos: várzea, cobrindo uma área de aproximadamente 456.000 km², e igarapé, cobrindo uma área de 302.000 km². Entre as florestas de igarapés, existem dois tipos de floresta: aquelas expostas a águas pretas (~140.000 km²) e aquelas expostas a águas claras (162.000 km²). Atualmente, o pouco que se sabe sobre os impactos dos incêndios na vegetação de várzea está predominantemente relacionado a eventos

que afetaram as florestas de igarapés de águas pretas, que representam cerca de 15% das planícies de inundação da Amazônia. A maioria dos estudos se concentrou na região central da Amazônia. Flores et al. (2014) constataram que as florestas de igarapé-de-água-preta são extremamente sensíveis ao fogo, com mortalidade de árvores chegando a 91% (75-100%) e uma taxa de recuperação relativamente baixa para esse tipo de floresta. Resende et al. (2014) observaram efeitos mais brandos, porém ainda significativos. As florestas de igarapé-de-água-preta afetadas pelo fogo neste estudo apresentaram uma perda de 59% ($\pm 13\%$) de árvores. Para outras florestas de várzea da Amazônia, há falta de evidências científicas sobre a vulnerabilidade ao fogo, mas espera-se que a magnitude dos impactos seja semelhante à relatada até o momento.

Além disso, poucos estudos foram conduzidos sobre o impacto do fogo nas Campinaranas, que são formações vegetais que se desenvolvem em substratos de areia branca na Amazônia e cobrem uma área de aproximadamente 87.500 km² na região, com características e peculiaridades únicas dependendo de sua localização. No norte do estado do Acre, onde várias espécies de campinaranas são tradicionalmente utilizadas, foi quantificado que a densidade de indivíduos com potencial madeireiro na área não queimada do tipo florestal campinarana foi de 70 ± 25 indivíduos ha⁻¹, e com o impacto de um incêndio florestal, houve uma redução de 23% na densidade desses indivíduos. Para espécies com potencial não madeireiro, em áreas onde não houve incêndios, foi quantificada uma densidade de 67 ± 58 indivíduos ha⁻¹, e uma redução de 93% na densidade desses indivíduos após o incêndio (Costa et al., 2023). Esses resultados indicam uma vulnerabilidade exacerbada das campinaranas a incêndios, visto que grandes áreas dessa vegetação não possuem proteção legal (Acre, 2017).

De modo geral, dentre os diversos impactos negativos dos incêndios florestais, as emissões de carbono na atmosfera são consideradas as mais críticas em termos de contribuição para o agravamento da crise climática. Embora ainda existam diversas limitações, o arcabouço de conhecimento científico permite avaliações desse impacto, especialmente em florestas de Terra Firme. Com a redução do desmatamento, houve uma diminuição correspondente nas emissões decorrentes do desmatamento. No entanto, tem sido demonstrado que, mesmo com o padrão de desmatamento, durante anos de seca, a incidência de incêndios e suas respectivas emissões de carbono na atmosfera tendem a aumentar.

Em 2010, um ano seco, as emissões brutas de C devido aos incêndios foram 1,7 vezes maiores ($0,51 \pm 0,12$ Pg C ano⁻¹) do que durante o ano subsequente sem seca. Isso correspondeu a 57% das emissões globais em 2010, resultantes da mudança no uso da terra ($0,9 \pm 0,7$ Pg C) (Gatti et al., 2014; Gatti et al., 2023). Estima-se que os incêndios florestais na Amazônia brasileira contribuam para uma emissão bruta anual média de 454 ± 496 Tg CO₂ ano⁻¹ (2003-2015), ou $31 \pm 21\%$ da emissão estimada do desmatamento (Aragão et al., 2018). Esses estudos sugerem que a região amazônica está entrando em uma nova fase de mudança no uso e cobertura da terra, na qual uma dissociação entre as emissões de carbono relacionadas ao fogo e ao desmatamento, impulsionada por secas recorrentes no século XXI, pode comprometer as conquistas nacionais na redução das emissões do desmatamento.

A IMPORTÂNCIA DAS FLORESTAS SECUNDÁRIAS PARA A MITIGAÇÃO DOS IMPACTOS DA DEGRADAÇÃO

Apesar da perda florestal contínua no Brasil em taxas variáveis, as florestas secundárias estão se regenerando em áreas onde as florestas primárias foram completamente removidas por atividades humanas. As florestas secundárias são distintas das florestas primárias e diferem significativamente em termos de estágio sucessional, composição de espécies, estrutura e funcionalidade. Essas florestas são essenciais para mitigar as emissões de carbono provenientes do desmatamento e da degradação, aliviar os impactos das mudanças climáticas e restaurar a diversidade e as funções dos ecossistemas. As florestas secundárias são altamente produtivas, com uma taxa média de absorção líquida de carbono, para regiões neotropicais em florestas com menos de 20 anos, variando de $2,95 \pm 0,4$ a $3,05 \pm 0,5$ Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, que é de 11 a 20 vezes maior do que a das florestas primárias (Heinrich et al., 2020). Uma análise de 1.500 parcelas na América do Sul e Central revelou que, em geral, as florestas tropicais secundárias levaram em média 66 anos para atingir 90% da CAA das florestas primárias (Poorter et al., 2016).

O crescimento dessas florestas secundárias em paisagens fragmentadas e degradadas pode minimizar a perda de biodiversidade, permitindo que as espécies se movam ao longo dos corredores florestais e, assim, mantendo o fluxo genético na paisagem. A riqueza de espécies

e a similaridade composicional das florestas secundárias atingem, em média, 88% e 85%, respectivamente, dos valores encontrados em florestas primárias após 40 anos (Lennox et al., 2018). Em fragmentos de Mata Atlântica, o crescimento da floresta secundária recuperou aproximadamente 76% da diversidade taxonômica, 84% da diversidade filogenética e 96% da diversidade funcional ao longo de um período de 30 anos após o abandono. Além disso, a recuperação dessas florestas, em comparação com as florestas primárias, permitiu a recuperação de 65% e 30% das espécies ameaçadas e endêmicas, respectivamente (Matos et al., 2020). Considerando esses benefícios, o manejo da regeneração natural pode ser a estratégia mais eficaz para promover a restauração florestal em larga escala (Crouzelles et al., 2017, 2020). Entre 1986 e 2018, estima-se que um total de 262.791 km² de florestas secundárias foram recuperados no Brasil (Silva Júnior et al., 2020b). Essa área corresponde a 59% da área de floresta primária desmatada na Amazônia brasileira entre 1988 e 2019. A distribuição espacial por bioma dessas florestas em regeneração ocorre em maior proporção, aproximadamente 57% (148.764 km²) no bioma Amazônia, seguida pela Mata Atlântica, contribuindo com 26,72% (70.218 km²), Cerrado com 12,98% (34.115 km²), Caatinga com cerca de 2,32% (6.106 km²), Pampa com 0,94% (2.469 km²) e Pantanal, contribuindo com 0,43% (1.120 km²). Com base em dados de 2018, estimou-se que a distribuição etária das florestas secundárias nos biomas Caatinga e Mata Atlântica apresentou florestas secundárias mais jovens, com mais de 50% das florestas com idades entre 1 e 6 anos, e florestas mais velhas, com mais de 50% das florestas com idades entre 1 e 12 anos, respectivamente. A estratificação etária das florestas secundárias para a Amazônia para o ano de 2023 indica que a maioria dessas florestas é jovem, com cerca de 50% com menos de 11 anos e 90% com menos de 29 anos (Silva Júnior et al., 2020b).

No contexto da emergência climática, onde as florestas secundárias são consideradas uma solução baseada na natureza, sua característica mais importante é o seu potencial de sequestro de carbono. Entre 1986 e 2018, Silva Junior et al. (2020b) estimaram que as florestas secundárias foram responsáveis pela absorção de 835 Tg C durante os 33 anos analisados, ou 25,30 Tg C ano⁻¹. Enquanto o bioma Pantanal teve a menor contribuição, respondendo por 0,42% da absorção de carbono do Brasil e armazenando 3 Tg C em suas florestas secundárias entre 1986 e 2018, o bioma Amazônia teve a maior contribuição, respondendo por

52,21% da absorção das florestas secundárias brasileiras. Esta estimativa foi baseada em uma taxa de absorção líquida linear de carbono de $3,05 \pm 0,19 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, que, apesar de ser uma simplificação metodológica, é baseada em um valor médio para florestas secundárias neotropicais durante os primeiros 20 anos de sucessão florestal (Pooter et al., 2016; Fearnside et al., 1996; Heinrich et al., 2023). Com base nesta estimativa de Silva-Júnior et al. (2020b) e considerando o período entre 1988 e 2018, a absorção estimada pelas florestas secundárias no Brasil (784 Tg C) compensa apenas 12% das emissões de carbono do desmatamento somente na Amazônia brasileira (6.740 Tg C). Vale ressaltar que há considerável variabilidade espacial nas taxas de crescimento e permanência do carbono armazenado entre as regiões, devido às diferenças de clima, solo, uso anterior da terra e exposição a perturbações como incêndios. Heinrich et al. (2021) demonstraram que, em geral, as florestas secundárias no noroeste da Amazônia se regeneram até duas vezes mais rápido ($3,0 \pm 1,0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em comparação com as regiões no leste da bacia ($1,3 \pm 0,3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Os impactos de distúrbios como incêndios e desmatamentos repetidos antes do início da regeneração reduzem o crescimento dessas florestas em 20% no noroeste da Amazônia ($2,4 \pm 0,8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), em comparação com 55% no sudeste ($0,8 \pm 0,8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) da bacia. Concentrando-se apenas em 2017, os autores descobriram que o carbono total armazenado nas florestas secundárias da Amazônia naquele ano foi de 293,7 Tg C. Se essas florestas tivessem se regenerado sem qualquer perturbação, poderiam ter atingido 319,7 Tg C em 2017. No entanto, as perturbações causaram uma redução de 8% na quantidade potencial total de carbono que poderia ser restaurada desde 1985. Considerando um cenário em que todas as florestas secundárias existentes em 2017 tivessem sido preservadas, estimou-se que até 2030, $\sim 19,0 \pm 2,4 \text{ Tg C ano}^{-1}$ poderiam ser removidas da atmosfera, um valor que corresponde a aproximadamente 5,5% da meta de redução de emissões líquidas do Brasil para 2030. Portanto, promover o crescimento de áreas de florestas secundárias e garantir sua permanência é uma solução eficiente baseada na natureza para mitigar as mudanças climáticas, contribuindo para a neutralização das emissões do desmatamento e da degradação e fornecendo serviços ecossistêmicos (Silva Júnior et al., 2020b; Matos et al., 2020; Heinrich et al., 2021; Baker et al., 2025).

A restauração e o reflorestamento de 12 milhões de hectares de florestas secundárias foram uma das principais estratégias de mitigação

para reduzir as emissões de carbono dentro da Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) do Brasil (MMA, 2016). Esse instrumento precisa ser acompanhado de incentivos políticos e econômicos, necessários para impulsionar a transição do atual modelo de produção, baseado na degradação e exploração ambiental extensiva, para um modelo alternativo que promova o surgimento de novas florestas secundárias, bem como, e sobretudo, a conservação e a manutenção das florestas remanescentes. Esse desafio é único no Brasil, visto que atualmente não existem modelos de desenvolvimento econômico de países desenvolvidos que tenham se desenvolvido com sucesso em consonância com a integridade ambiental. No entanto, com o conhecimento atualmente disponível, tanto em relação à crise climática quanto à importância das florestas e sua biodiversidade para a economia do país e para o clima global, um novo caminho nos aguarda para ser descoberto e implementado. Aumentar a área de regeneração natural em larga escala, em áreas desmatadas, pode reverter, em parte, de forma eficiente, as perdas de carbono, biodiversidade e serviços ecossistêmicos decorrentes do desmatamento e degradação contínuos da vegetação nativa brasileira. Esses resultados reforçam a necessidade de restaurar grandes áreas de floresta secundária em todos os biomas brasileiros. No entanto, a restauração não substitui a conservação da vegetação nativa.

CIÊNCIA E TECNOLOGIA NO BRASIL PARA APOIAR AÇÕES DE REDUÇÃO DA DEGRADAÇÃO

A base científica e tecnológica para o monitoramento em larga escala de impactos ambientais evoluiu desde a década de 1970, com a expansão das atividades do Projeto de Sensoriamento Remoto (SERE) do INPE. O Brasil foi o terceiro país do mundo a receber imagens do satélite Landsat-1, o que permitiu avançar na formação de recursos humanos especializados para o desenvolvimento científico e a construção dos sistemas de monitoramento ambiental atualmente em operação. Na década de 1980, a consolidação da experiência em análise de dados de satélites, conhecida como sensoriamento remoto, tornou-se evidente quando o INPE lançou o projeto Detecção de Incêndios, que utilizou imagens de satélites de órbita polar da série NOAA/Advanced Tiros-N, e o projeto Avaliação da Cobertura Florestal Amazônica, com dados a partir de 1988. Enquanto o sis-

tema de detecção de incêndios fornece abertamente vários dados sobre incêndios no Brasil e na América do Sul, o Projeto de Desmatamento da Amazônia Legal (PRODES), que utiliza imagens de satélites de observação da Terra, fornece um inventário anual do corte raso na floresta, onde as árvores são completamente removidas, consolidando o desmatamento.

Um avanço significativo nos sistemas ocorreu em 2004, quando o INPE lançou o Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Quase Real (DETER) para produzir alertas diários de mudanças na cobertura florestal. Estes não apenas indicam áreas sofrendo remoção da cobertura florestal por corte raso, usando o mesmo conceito de desmatamento empregado pelo PRODES, mas também mapeiam áreas em degradação (exploração madeireira, mineração, queimadas e outras formas de degradação do dossel florestal). Esses alertas visam auxiliar os órgãos de fiscalização no planejamento de ações durante o processo em questão, evitando assim que os danos ambientais se tornem permanentes e aumentando a probabilidade de responsabilizar os envolvidos em tais crimes. O sistema DETER evoluiu para uma resolução espacial de 64 m, em comparação com os 250 m utilizados anteriormente, graças à operação bem-sucedida dos satélites CBERS-4 em 2014, CBERS-4A em 2019 e Amazônia-1 em 2021, quando o INPE passou a contar com imagens do sensor WFI. Todas as informações geradas por essas plataformas estão disponíveis na plataforma Terra Brasilis para toda a sociedade, que tem acesso a todos os dados em «tempo quase real». Essas informações formam a Base de Informações Georreferenciadas (BIG), também liderada pelo INPE, que avança na estruturação de uma base unificada para a disseminação de produtos de satélites por meio de plataformas de livre acesso à sociedade.

Os satélites têm sido fundamentais há décadas no combate ao desmatamento, à degradação florestal e aos incêndios florestais. Em 2025, novos satélites de parceiros internacionais, como o BIOMASS da Agência Espacial Europeia e o NISAR da NASA, foram lançados com sucesso e adicionarão informações importantes aos dados já produzidos no Brasil, aumentando a precisão da quantificação dos múltiplos impactos negativos aos quais as florestas estão expostas. Especificamente, estes permitirão uma avaliação detalhada da estrutura da vegetação, bem como a quantificação de vetores de perturbação como fogo, corte seletivo e outros. Avanços são esperados no campo da inteligência artificial, que melhorarão a precisão do mapeamento e da modelagem preditiva do risco de des-

matamento e degradação por fogo e exploração madeireira seletiva em nossos ecossistemas em diferentes escalas de tempo. Além disso, a modelagem climática por meio do desenvolvimento de modelos do sistema terrestre, especificamente o MONAN, liderado pelo INPE, permitirá projeções mais consistentes, tanto temporal quanto espacialmente, o que não apenas aprimorará as avaliações de como o clima amplificará os riscos às florestas brasileiras, mas também servirá como ponto de partida para estratégias de mitigação e adaptação em vários setores da sociedade e da economia nacional.

A solução para o problema da degradação florestal, especialmente aquela causada por incêndios, não é uma questão exclusivamente para o desenvolvimento da ciência e tecnologia nacionais. É claro que a ciência e a tecnologia devem ser usadas em conjunto com políticas públicas eficazes. Essa necessidade é ainda mais relevante tendo em vista a próxima 30ª Conferência das Partes (COP), a ser realizada no Brasil. Na última Conferência das Partes (COP29), o Brasil apresentou suas contribuições nacionalmente determinadas (NDC) para a redução das emissões de gases de efeito estufa. O progresso na redução do desmatamento (INPE-PRODES) para 6.000 km² por ano é uma conquista para a meta da NDC, pois contribui para quase 50% das emissões nacionais (SEEG, 2024). Esse marco exemplifica a integração da tecnologia com uma política voltada para a redução do desmatamento, conforme delineado no Plano de Prevenção e Controle do Desmatamento (PPCDAm), que foi reestabelecido em 2023 pelo Decreto nº 11.367/2023. No entanto, o programa INPE/DETER (INPE-DETER) quantificou uma área de floresta degradada por fogo de 40.000 km² em 2024. A degradação pelo fogo aumenta as emissões por desmatamento em uma média de 30% a 50% (Aragão et al., 2018), potencialmente comprometendo o cumprimento das metas das NDCs. Certamente, essa situação pode ser revertida com tecnologias aliadas a políticas públicas urgentes, uma vez que o potencial aumento da frequência e da intensidade de futuras secas, associado às mudanças climáticas e às contínuas alterações na cobertura do solo, provavelmente catalisará um aumento na incidência de incêndios florestais se a gestão e a responsabilização dos diferentes aspectos que contribuem para sua ocorrência não avançarem. Esse arranjo futuro clima-cobertura do solo, já observado durante as últimas quatro grandes secas, aumentará os impactos negativos diretos sobre os serviços ecossistêmicos e, consequentemente, so-

bre a segurança hídrica, alimentar e energética, com efeitos diretos sobre a economia nacional.

O manejo sustentável dos vetores de degradação florestal no Brasil deve se basear em sólida base científica para quantificar e prever a magnitude, a extensão e os impactos da degradação, e propor soluções para o problema. O sucesso dessa ação depende do fluxo de informações entre a ciência e a sociedade, como o apoio à implementação da Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo (Lei 14.944/2024), onde o alinhamento dos programas implementados pelo governo, iniciativa privada, sociedade e comunidades é fundamental para a mitigação dos incêndios florestais. As informações científicas geradas no país também devem subsidiar a efetiva aplicação e o monitoramento das Políticas Nacionais do Meio Ambiente (Lei 6.938/1981), das Mudanças Climáticas (Lei 12.187/2009), da Biodiversidade (Decreto 4.339/2002), da Política Nacional de Educação Ambiental (Lei 9.795/1999) e do Pagamento por Serviços Ambientais (Lei 14.119/2021), além de garantir a eficiência das ações de redução das emissões de gases de efeito estufa, no contexto das contribuições nacionalmente determinadas (NDCs) do Brasil e do desenvolvimento sustentável nacional.

CONCLUSÕES

Neste capítulo, apresentamos as principais causas climáticas e antropogênicas da degradação florestal, que ameaçam a integridade das florestas brasileiras. Também exploramos dados que demonstram a capacidade técnica e científica do país para apoiar e liderar ações de mitigação e adaptação no combate global às mudanças climáticas. Investimentos na conservação da vegetação nativa, por meio de iniciativas de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação (REDD+) e créditos de carbono, aliados a iniciativas de promoção da regeneração natural e ações de restauração florestal, no contexto do pagamento por serviços ambientais, constituem oportunidades reais a serem implementadas como estratégias de mitigação das mudanças climáticas. Para tanto, é fundamental a utilização de ciência e tecnologia de ponta para consolidar a base científica e a interface ciência-política-sociedade, bem como para apoiar os processos envolvidos na gestão ambiental dos biomas brasileiros. Esse desafio é um dos mais importantes da atualidade, com avanços

significativos em políticas públicas e em ciência e tecnologia, como o país já demonstrou com suas capacidades e ações no passado.

Prevenir o desmatamento continua sendo um objetivo fundamental para estabilizar o sistema climático, preservar a biodiversidade e garantir o desenvolvimento sustentável. O desmatamento é, por si só, um dos principais causadores das emissões de gases de efeito estufa e da perda de biodiversidade, além de ser um fator de diversas formas de degradação, considerando que a integridade da bacia depende da manutenção da cobertura florestal. A prevenção da degradação florestal também se beneficiará das condições necessárias para conter o desmatamento, como o fortalecimento da posse da terra, o fornecimento de crédito com foco ambiental e a oferta de alternativas sustentáveis de renda e subsistência que possam mitigar as desigualdades sociais. No entanto, é evidente que as ações tomadas para prevenir o desmatamento não são suficientes para prevenir a degradação florestal e devem ser apoiadas por outras intervenções, como investimentos em larga escala e treinamento para a transição para uma produção agrícola sem uso de fogo, técnicas de monitoramento e responsabilização para impedir a exploração madeireira ilegal e a promoção e o apoio aos mercados da bioeconomia como uma das alternativas para o desenvolvimento sustentável. Além disso, iniciativas para conter a degradação e estimular a restauração originadas no setor privado devem ser incentivadas por políticas públicas, como demonstrado pelos esforços para prevenir o desmatamento no setor de produção de soja na Amazônia. Todas essas ações serão beneficiadas por melhorias no monitoramento e na previsão da degradação das florestas tropicais.

REFERÊNCIAS

Acre, Governo do Estado do Acre; Secretaria de Estado de Planejamento; Secretaria de Estado de Meio Ambiente; Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre. Acre Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre: Fase II (Escala 1:250000), 2nd ed.; Secretaria de Estado de Meio Ambiente: Rio Branco, Brazil, 2010; ISBN 978-85-60678-00-6.

Alencar, Ane, *et al.* «Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the google earth engine platform.» Remote Sensing 12.6 (2020): 924.

Anderson, Liana Oighenstein, *et al.* «Vulnerability of Amazonian forests to repeated droughts.» *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373.1760 (2018): 20170411.

Aragão, Luiz Eduardo OC, *et al.* «Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts.» *Geophysical Research Letters* 34.7 (2007).

Aragão, L. E. O. C., *et al.* «Above-and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils.» *Biogeosciences* 6.12 (2009): 2759-2778.

Barbosa, Maria Lucia F, *et al.* «Compound impact of land use and extreme climate on the 2020 fire record of the Brazilian Pantanal.» *Global Ecology and Biogeography* 31.10 (2022): 1960-1975.

Barichivich, Jonathan, *et al.* «Recent intensification of Amazon flooding extremes driven by strengthened Walker circulation.» *Science advances* 4.9 (2018): eaat8785.

Barlow, Jos, *et al.* «Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires.» *Ecology letters* 6.1 (2003): 6-8.

Barlow, Jos, and Carlos A. Peres. «Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest.» *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363.1498 (2008): 1787-1794.

Barni, Paulo Eduardo, *et al.* «Edge Effects in the Amazon Rainforest in Brazil's Roraima State.» *Forests* 16.8 (2025): 1322.

Bennett, Amy C., *et al.* «Sensitivity of South American tropical forests to an extreme climate anomaly.» *Nature Climate Change* 13.9 (2023): 967-974.

Berenguer, Erika, *et al.* «A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests.» *Global change biology* 20.12 (2014): 3713-3726.

Berenguer, Erika, *et al.* «Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests.» *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118.30 (2021): e2019377118.

Brando, Paulo M., *et al.* «Legacies of multiple disturbances on fruit and seed patterns in Amazonia: Implications for forest functional traits.» *Ecosphere* 15.2 (2024): e4780.

Brando, Paulo M., *et al.* «The gathering firestorm in southern Amazonia.» *Science advances* 6.2 (2020): eaay1632.

Bullock, Eric L., *et al.* «Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon.» *Global Change Biology* 26.5 (2020): 2956-2969.

Camilotti, Vagner Luis, *et al.* «The importance of Forest extractive resources for income generation and subsistence among Caboclos and colonists in the Brazilian Amazon.» *Human Ecology* 48.1 (2020): 17-31.

CEMADEN, 2024. Nota Técnica. Nº 679/2024/SEI-CEMADEN. Disponível em: <http://bit.ly/3KlgoLy>

Cochrane, Mark A., *et al.* «Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests.» *Science* 284.5421 (1999): 1832-1835.

Costa, Jessica Gomes, *et al.* «Forest Degradation in the Southwest Brazilian Amazon: Impact on Tree Species of Economic Interest and Traditional Use.» *Fire* 6.6 (2023): 234.

Costa, Flavia RC, *et al.* «The other side of tropical forest drought: do shallow water table regions of Amazonia act as larg-scale hydrological refugia from drought?.» *New Phytologist* 237.3 (2023): 714-733.

Cunha, Ana Paula MA, *et al.* «Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019.» *Atmosphere* 10.11 (2019): 642.

Crouzeilles, Renato, *et al.* «Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests.» *Science advances* 3.11 (2017): e1701345.

Crouzeilles, Renato, *et al.* «Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration.» *Conservation letters* 13.3 (2020): e12709.

Espinoza, Jhan-Carlo, *et al.* «The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features.» *Scientific Reports* 14.1 (2024): 8107.

Esteban, Erick JL, *et al.* «The other side of droughts: wet extremes and topography as buffers of negative drought effects in an Amazonian forest.» *New Phytologist* 229.4 (2021): 1995-2006.

Esquivel-Muelbert, Adriane, *et al.* «Compositional response of Amazon forests to climate change.» *Global change biology* 25.1 (2019): 39-56.

Fearnside, Philip M. «Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest.» *Forest ecology and management* 80.1-3 (1996): 21-34.

Feldpausch, T. R., *et al.* «Amazon forest response to repeated droughts.» *Global Biogeochemical Cycles* 30.7 (2016): 964-982.

Flores, Bernardo M., Maria-Teresa F. Piedade, and Bruce W. Nelson. «Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests.» *Plant Ecology & Diversity* 7.1-2 (2014): 319-327.

Flores, Bernardo M., *et al.* «Critical transitions in the Amazon forest system.» *Nature* 626.7999 (2024): 555-564.

Gatti, L. V., *et al.* «Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements.» *Nature* 506.7486 (2014): 76-80.

Gatti, Luciana V., *et al.* «Increased Amazon carbon emissions mainly from decline in law enforcement.» *Nature* 621.7978 (2023): 318-323.

Guedes, Betina J., *et al.* «Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome.» *Forest Ecology and Management* 465 (2020): 118095.

Heinrich, Viola HA, *et al.* «Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change.» *Nature communications* 12.1 (2021): 1785.

Heinrich, Viola HA, *et al.* «The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests.» *Nature* 615.7952 (2023): 436-442.

Hissa, Letícia de Barros Viana, *et al.* «Historical carbon fluxes in the expanding deforestation frontier of Southern Brazilian Amazonia (1985–2012).» *Regional Environmental Change* 18.1 (2018): 77-89.

Householder, John Ethan, *et al.* «One sixth of Amazonian tree diversity is dependent on river floodplains.» *Nature ecology & evolution* 8.5 (2024): 901-911.

INPE-Queimadas - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Banco de Dados de queimadas. Disponível em: <http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>. Acesso em: 22 de julho. 2025

INPE-PRODES - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. – Monitoramento Anual da Supressão da Vegetação Nativa – Amazônia/Cerrado/Pantanal/Caatinga/Mata Atlântica/Pampa. Disponível em: <<https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>>. Acesso em: 2 de setembro. 2025

Jiménez, Juan Carlos, *et al.* «Vegetation Warming and Greenness Decline across Amazonia during the Extreme Drought of 2023.» *Remote Sensing* 16.14 (2024): 2519.

Jones, Matthew W., *et al.* «State of wildfires 2023–2024.» *Earth System Science Data* 16.8 (2024): 3601-3685.

Kelley, Douglas I., *et al.* «State of Wildfires 2024–25.» *Earth System Science Data Discussions* 2025 (2025): 1-179.

Lapola, David M., *et al.* «The drivers and impacts of Amazon forest degradation.» *Science* 379.6630 (2023): eabp8622.

Laurance, William F., *et al.* «Biomass collapse in Amazonian forest fragments.» *Science* 278.5340 (1997): 1117-1118.

Laurance, William F., Heraldo L. Vasconcelos, and Thomas E. Lovejoy. «Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation.» *Oryx* 34.1 (2000): 39-45.

Laurance, William F., *et al.* «The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation.» *Biological conservation* 144.1 (2011): 56-67.

Lees, Alexander C., and Carlos A. Peres. «Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier.» *Biological conservation* 133.2 (2006): 198-211.

Lennox, Gareth D., *et al.* «Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests.» *Global Change Biology* 24.12 (2018): 5680-5694.

Lima, Renato AF, *et al.* «The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot.» *Nature communications* 11.1 (2020): 6347.

Maciel, Daniel A., *et al.* «Sentinel-1 data reveals unprecedented reduction of open water extent due to 2023-2024 drought in the central Amazon basin.» *Environmental Research Letters* 19.12 (2024): 124034.

Magnago, Luiz Fernando Silva, *et al.* «Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments.» *Biodiversity and Conservation* 24.9 (2015): 2305-2318.

Malhi, Yadvinder, *et al.* «The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots.» *Global change biology* 10.5 (2004): 563-591.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). REDD+ and Brazil's Nationally Determined Contribution. <http://redd.mma.gov.br/en/redd-and-brazil-s-ndc> (2016).

MapBiomas Fogo, 2025, «40 anos de fogo nos biomas brasileiros: coleção 4 do Mapbiomas (1985 a 2024)», <https://bit.ly/46mR7ZW>, MapBiomas Data, V1

Maracahipes-Santos, Leonardo, *et al.* «Amazonian forest resilience inferred from fire-induced changes in carbon stocks and tree diversity.» *Environmental Research Letters* (2025).

Marengo, José A. «Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin.» *Theoretical and applied climatology* 78.1 (2004): 79-96.

Marengo, Jose A., *et al.* «The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region.» *Geophysical research letters* 38.12 (2011).

Mercado, Lina M., *et al.* «Variations in Amazon forest productivity correlated with foliar nutrients and modelled rates of photosynthetic carbon supply.» *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366.1582 (2011): 3316-3329.

Mataveli, Guilherme AV, *et al.* «Relationship between biomass burning emissions and deforestation in Amazonia over the last two decades.» *Forests* 12.9 (2021): 1217.

Matos, Fabio AR, *et al.* «Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits.» *Global Change Biology* 26.2 (2020): 509-522.

Meza-Elizalde, María C., and Dolores Armenteras-Pascual. «Edge influence on the microclimate and vegetation of fragments of a north Amazonian forest.» *Forest Ecology and Management* 498 (2021): 119546.

Morante-Filho, José Carlos, *et al.* «Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest.» *PLoS One* 10.6 (2015): e0128923.

Numata, Izaya, *et al.* «Biomass collapse and carbon emissions from forest fragmentation in the Brazilian Amazon.» *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115.G3 (2010).

Numata, Izaya, and Mark A. Cochrane. «Forest fragmentation and its potential implications in the Brazilian Amazon between 2001 and 2010.» *Open Journal of Forestry* 2.4 (2012): 265-271. Pan, Yude, *et al.* «A large and persistent carbon sink in the world's forests.» *science* 333.6045 (2011): 988-993.

Numata, Izaya, *et al.* «Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon.» *Forest Ecology and Management* 401 (2017): 135-146.

Nunes, Matheus Henrique, *et al.* «Edge effects on tree architecture exacerbate biomass loss of fragmented Amazonian forests.» *Nature communications* 14.1 (2023): 8129.

Papastefanou, Phillip, *et al.* «Recent extreme drought events in the Amazon rainforest: Assessment of different precipitation and evapotranspiration datasets and drought indicators.» *Biogeosciences* 19.16 (2022): 3843-3861.

Penman, Jim, *et al.* «Definitions and methodological options to inventory emissions from direct human-induced degradation of forests and devegetation of other vegetation types.» Hayama Kanagawa: IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme-Technical Support Unit, available at <http://www.ipcc-ng-gip.iges.or.jp> (2003): 32.

Pereira, Cássio Alves, *et al.* «Restoring fire-degraded social forests via biocultural approaches: a key strategy to safeguard the Amazon legacy.» *Restoration Ecology* 31.8 (2023): e13976.

Pessôa, Ana Carolina M., *et al.* «Protected areas are effective on curbing fires in the Amazon.» *Ecological Economics* 214 (2023): 107983.

Phillips, Oliver L., *et al.* «Drought sensitivity of the Amazon rainforest.» *Science* 323.5919 (2009): 1344-1347.

Pontes-Lopes, Aline, *et al.* «Drought-driven wildfire impacts on structure and dynamics in a wet Central Amazonian forest.» *Proceedings of the Royal Society B* 288.1951 (2021): 20210094.

Poorter, Lourens, *et al.* «Biomass resilience of Neotropical secondary forests.» *Nature* 530.7589 (2016): 211-214.

- Pütz, Sandro, *et al.* «Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests.» *Nature communications* 5.1 (2014): 5037.
- Quesada, C. A., *et al.* «Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis.» *Biogeosciences* 7.5 (2010): 1515-1541.
- Resende, Angélica F., *et al.* «Fire damage in seasonally flooded and upland forests of the Central Amazon.» *Biotropica* 46.6 (2014): 643-646.
- Ribeiro, G. G., *et al.* «Attributing the 2015/2016 Amazon basin drought to anthropogenic influence.» *Climate Resilience and Sustainability* 1.1 (2022): e25.
- Rosan, Thais M., *et al.* «Fragmentation-driven divergent trends in burned area in Amazonia and Cerrado.» *Frontiers in Forests and Global Change* 5 (2022): 801408.
- Saatchi, Sassan, *et al.* «Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy.» *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110.2 (2013): 565-570.
- Schöngart, Jochen, *et al.* «Fate of floodplain forests in a changing Amazon.» *The future of Amazonian aquatic biota*. Cham: Springer Nature Switzerland, 2024. 163-222.
- SEEG, 2024. Sistema de Estimativa de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa, Observatório do Clima, acessado em 2 DE SETEMBRO DE 2025 – seeg.eco.br
- Silva, Camila VJ, *et al.* «Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics.» *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373.1760 (2018): 20180043.
- Silva, Camila VJ, *et al.* «Estimating the multi-decadal carbon deficit of burned Amazonian forests.» *Environmental Research Letters* 15.11 (2020): 114023.
- Silva Junior, Celso HL, *et al.* «Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in central Brazilian Amazonia.» *Forests* 9.6 (2018): 305.
- Silva Junior, Celso HL, *et al.* «Fire responses to the 2010 and 2015/2016 Amazonian droughts.» *Frontiers in Earth Science* 7 (2019): 97.
- Silva Junior, Celso HL, *et al.* «Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses.» *Science Advances* 6.40 (2020): eaaz8360.
- Silva Junior, Celso HL, *et al.* «Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil.» *Scientific data* 7.1 (2020b): 269.
- Silva-Junior, Celso HL, *et al.* «Forest fragmentation and fires in the eastern Brazilian Amazon–Maranhão State, Brazil.» *Fire* 5.3 (2022): 77.
- Silveira, Marcus VF, *et al.* «Drivers of fire anomalies in the Brazilian Amazon: lessons learned from the 2019 fire crisis.» *Land* 9.12 (2020): 516.

SNIF. Sistema Nacional de Informações Florestais do Serviço Florestal Brasileiro. Disponível em: <https://bit.ly/4nf33CQ>. Acesso em: 22 de julho. 2025

SIRENE. Sistema de Registro Nacional de Emissões. Disponível em: <http://sirene.mctic.gov.br>. Acesso em: 22 de julho. 2025

Souza Jr, Carlos M., *et al.* «Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and earth engine.» *Remote Sensing* 12.17 (2020): 2735.

Souza, Carlos M., *et al.* «Amazon severe drought in 2023 triggered surface water loss.» *Environmental Research: Climate* 3.4 (2024): 041002.

Staver, Ann Carla, *et al.* «Thinner bark increases sensitivity of wetter Amazonian tropical forests to fire.» *Ecology letters* 23.1 (2020): 99-106.

Valentim, C., *et al.* «Fire Effects on Bird Communities From Seasonally Flooded Forests Along Amazonian Black Water Rivers of the Negro River Basin.» *Diversity and Distributions* 31.5 (2025): e70035.

Vedovato, Laura Barbosa, *et al.* «The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon.» *Regional environmental change* 16.8 (2016): 2485-2490.

Villard, Marc-André, and Jean Paul Metzger. «Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters.» *Journal of Applied Ecology* 51.2 (2014): 309-318.

Whyte, Kyle. «Too late for indigenous climate justice: Ecological and relational tipping points.» *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 11.1 (2020): e603.

Zhao, Maosheng, and Steven W. Running. «Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009.» *science* 329.5994 (2010): 940-943.