TRANSFORMAÇÕES ANTRÓPICAS NA AMAZÔNIA: IMPLICAÇÕES PARA FLORESTAS RIPÁRIAS, BIODIVERSIDADE E CICLO DO CARBONO

João Mauricio dos Anjos Araújo [1,5], Pedro Nunes de Menezes [3,5], Vinicius José Gonzaga dos Reis de Almeida [2,5], Manoel Ananis Lopes Soares [4], Clarissa Mendes Knoechelmann [5,6,] Felipe Fernando da Silva Siqueira[5,6]

[1] Mestrando em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV), Recife, Pernambuco.
[2] Mestrando em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução-PPGBE, Belém, Pará.
[3] Graduado em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), Faculdade de Ciências Biológicas (FACBIO), Marabá, Pará.
[4] Fundação Casa da Cultura de Marabá, Grupo de Estudos em Educação Ambiental e Biodiversidade, 68508-970, Marabá, PA, Brasil.
[5] ECoA (Grupo: Ecologia e Conservação da Amazônia -CNPq), Laboratório de Botânica e Ecologia, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), Marabá, Pará.
[6] Professor(a) do Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), Instituto de Estudos em Saúde e Biológicas (IESB), Faculdade de Ciências Biológicas (FACBIO), Marabá, Pará.

E-mail: Pedroicmbio24@gmail.com
Orcid: https://orcid.org/0009-0007-3992-7531

Resumo

Os ecossistemas tropicais, particularmente a Amazônia, desempenham papel central na manutenção da biodiversidade, na regulação climática e na atuação como importantes sumidouros globais de carbono. No entanto, o aumento das perturbações antrópicas, incluindo desmatamento, mudanças no uso da terra e exploração de recursos, tem alterado significativamente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, afetando diretamente o armazenamento e os fluxos de carbono. Nesse contexto, as Florestas ripárias emergem como componentes-chave da paisagem, contribuindo não apenas para a regulação hidrológica e conectividade de habitats, mas também para o sequestro e armazenamento de carbono em diferentes compartimentos do ecossistema. Este estudo tem como objetivo sintetizar o conhecimento disponível sobre os efeitos das perturbações antrópicas na Amazônia, com ênfase nas Florestas ripárias e seu papel como sumidouros de carbono, bem como suas implicações para o funcionamento dos ecossistemas e a regulação climática. Adotou-se uma abordagem de revisão narrativa, integrando estudos ecológicos, biogeográficos e ambientais que abordam mudanças no uso da terra, distribuição da biomassa e dinâmica do carbono em Florestas ripárias. A literatura revisada indica que as pressões antrópicas promovem a fragmentação de habitats, a perda de biodiversidade e a simplificação estrutural da vegetação, resultando na redução da biomassa e, consequentemente, da capacidade de armazenamento de carbono. Alterações na estrutura da vegetação e nas condições do solo também afetam a alocação de carbono entre biomassa acima do solo, biomassa subterrânea, serapilheira e carbono orgânico do solo. As Florestas ripárias desempenham papel fundamental na mitigação desses impactos, ao manter a estabilidade dos ecossistemas, favorecer a retenção de carbono e sustentar a conectividade ecológica. Contudo, a degradação desses sistemas compromete sua função como sumidouros eficientes de carbono.

Conclui-se que a conservação e a restauração das Florestas tropicais, especialmente dos sistemas ripários, são essenciais para a manutenção dos estoques de carbono e para a mitigação das mudanças climáticas. O fortalecimento de abordagens integrativas que articulem processos ecológicos, planejamento do uso da terra e governança ambiental é fundamental para preservar o papel dos ecossistemas amazônicos no ciclo global do carbono.

Palavras Chaves: Conservação, Desmatamento, Estoque de Carbono, Mudanças climáticas, Perturbações Antrópicas.

ANTHROPOGENIC TRANSFORMATIONS IN THE AMAZON: IMPLICATIONS FOR RIPARIAN FORESTS, BIODIVERSITY, AND THE CARBON CYCLE

Abstract

Tropical ecosystems, particularly the Amazon, play a central role in maintaining biodiversity, regulating climate, and acting as major global carbon sinks. However, increasing anthropogenic disturbances, including deforestation, land-use change, and resource exploitation, have significantly altered ecosystem structure and functioning, directly affecting carbon storage and fluxes. In this context, riparian forests emerge as key landscape components, contributing not only to hydrological regulation and habitat connectivity but also to carbon sequestration and storage across multiple ecosystem compartments. This study aims to synthesize current knowledge on the effects of anthropogenic disturbances in the Amazon, with emphasis on riparian forests and their role as carbon sinks, as well as their implications for ecosystem functioning and climate regulation. A narrative review approach was adopted, integrating findings from ecological, biogeographical, and environmental studies addressing land-use changes, biomass distribution, and carbon dynamics in tropical forests. The reviewed literature indicates that anthropogenic pressures promote habitat fragmentation, biodiversity loss, and structural simplification of vegetation, leading to reductions in biomass and, consequently, in carbon storage capacity. Changes in vegetation structure and soil conditions also affect carbon allocation among aboveground biomass, belowground biomass, litter, and soil organic carbon. Riparian forests play a critical role in mitigating these impacts by maintaining ecosystem stability, enhancing carbon retention, and supporting ecological connectivity. However, the degradation of these systems compromises their function as effective carbon sinks. In conclusion, the conservation and restoration of tropical forests, particularly riparian systems, are essential to maintain carbon stocks and enhance climate change mitigation. Strengthening integrative approaches that link ecological processes, land-use planning, and environmental governance is crucial to preserve the role of Amazonian ecosystems in the global carbon cycle.

Keywords: Conservation, Deforestation, Carbon Stock, Climate Change, Anthropogenic Disturbances.

INTRODUÇÃO

As perturbações antrópicas são os grandes causadores da perda da biodiversidade na Amazônia (Fearnside, 2006), as perturbações antrópicas é a modificação da natureza por ações humanas (Newbold, T. *et al*., 2015), sendo divididos em crônicas (e.g., extração seletiva de madeira e caça de um determinado animal) (Singh, 1998) e agudas (e.g., construção de uma estrada e transformação de florestas em áreas de pasto) (Smith, *et al*., 2023). A perturbação antrópica é um dos grandes desafios para conservação, homogeneizando os ecossistemas, selecionando espécies mais adaptadas as perturbações e reduzindo espécies mais sensíveis as perturbações (Smith, *et al*., 2023). Esse processo leva a diminuição de funções ecossistêmicas ou até mesmo a perda de funções como a dispersão de sementes, estoque de carbono, ciclagem de nutrientes e ciclo da água (Nobre, 2007; Staggemeier*, et al*., 2007; Berenguer, *et al*., 2014; Almeida, *et al*., 2015), aliado a perda de interações ecológicas e a capacidade de elasticidade do ecossistema, levando cada vez mais a processos como degradação de florestas tropicais em extremos e até mesmo a desertificação (Standish, *et al*., 2014). Com isso, intensificando os processos de mudanças climáticas e esgotamento de recursos naturais (Prakash, *et al*., 2022). Surgindo a necessidade de criação de formas de conservação.

A Floresta Amazônica apresenta uma longa história de transformação associada à ação humana, marcada por perturbações antrópicas pretéritas distintas daquelas observadas no período contemporâneo (Diegues, 1994). Povos originários exerceram papel central na conformação da paisagem amazônica atual, contribuindo para a domesticação de espécies, manejo de recursos naturais e ampliação da diversidade biológica regional (Diegues, 1994; Neves, 2022).

Entretanto, o processo atual de antropização difere substancialmente daquele anterior ao período colonial, sendo caracterizado por elevadas taxas de desmatamento, degradação ambiental e expansão da fronteira agrícola, o que torna a Amazônia um dos biomas brasileiros mais pressionados por mudanças no uso da terra (Fearnside, 2006; Castro, 2019). Tais processos afetam diretamente a biodiversidade, promovendo a perda de espécies, a ruptura de redes ecológicas de interação e a redução da produtividade primária dos ecossistemas amazônicos (Tylianakis *et al*., 2008; Pinho *et al*., 2020).

Além disso, ambientes perturbados tendem a apresentar maior suscetibilidade à invasão por espécies exóticas, favorecendo seu estabelecimento e permanência (Enserink, 1999). A simplificação estrutural dos ecossistemas e a redução da diversidade biológica comprometem a resistência ecológica dessas áreas, aumentando a vulnerabilidade a organismos oportunistas e potenciais pragas, especialmente em sistemas monoculturais associados às fronteiras agrícolas (Levine *et al*., 2004).

Entre os ecossistemas amazônicos afetados por essas pressões destacam-se as Florestas ripárias, formações vegetais associadas às margens de corpos hídricos (Ab'Saber, 2001). Esses ambientes desempenham funções ecológicas essenciais, atuando como áreas de reprodução e abrigo para diversas espécies (Hoag *et al*., 2001), regulando a temperatura da água

(Naiman, 1997) e funcionando como barreiras naturais contra o carreamento de sedimentos e contaminantes, incluindo agroquímicos (Tabacchi *et al*., 1998). Adicionalmente, sustentam atividades de subsistência e o modo de vida de numerosas populações amazônicas (Menezes, 2008).

Para manter a biodiversidade foram criadas diversas formas de conservação sendo essas criações de parques nacionais ou Unidades de Conservação (UCS), formação de Sistemas Agroflorestais (SAFS), Áreas de Proteção Permanentes (APPs) (Ribeiro *et al*., 2005; Do Nascimento, *et al.*, 2019). Uma das estratégias criadas para reduzir os níveis de desmatamentos de florestas foi o conceito dos estoques de carbono criados durante o Protocolo de Kyoto, em 1997 (Lamarca, 2007) servindo como uma estratégia para remediar as mudanças climáticas, controles de gases dos efeitos estufa liberados pelas empresas e por perturbações antrópicas e protegendo os recursos naturais com em ênfases nas florestas (Lamarca, 2007; Malmsheimer, 2008). O estoque de carbono busca fornecer subsídios pela floresta, onde o proprietário das florestas prefira a conservação das florestas em vez do desatamento, buscando uma conservação participativa entre a comunidade, as florestas e processos antrópico que necessitam da liberação de carbono na atmosfera. Esse estudo buscou analisar de forma integrativa como as mudanças no uso da terra e outras pressões antrópicas influenciam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas amazônicos, com foco nas Florestas ripárias, na dinâmica do carbono e em suas implicações para a biodiversidade e a regulação climática

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi realizada uma revisão quali-quantitativa da literatura científica, incluindo artigos de periódicos, dissertações, teses e livros, indexados nas seguintes bases de dados: Google Scholar (scholar.google.com.br), Periódicos CAPES(www.periodicos.capes.gov.br) e SciELO (www.scielo.org). O processo metodológico fundamentou-se nos preceitos da Análise de Conteúdo (Bardin, 2016), estruturado nas seguintes etapas: (i) busca sistemática por publicações relevantes; (ii) seleção criteriosa dos materiais com base em critérios de inclusão e exclusão; e (iii) análise aprofundada do conteúdo selecionado. Foram utilizados os seguintes termos de busca, isoladamente ou em combinação: "Amazônia", "Amazônia Oriental", "Floresta tropical úmida", "Floresta Ripária", "Mata Ciliar", "Perturbações Antrópicas", "Serviços ecossistêmicos" e "Estoque de Carbono".

Aliado aos resultados obtidos, foi elaborada um fluxograma com o objetivo de apresentar um panorama claro dos principais temas abordados na revisão, bem como das lacunas identificadas nos estudos sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos em paisagens amazônicas. Essa figura organiza, de forma visual e comparativa, a distribuição temática dos artigos, os métodos mais recorrentes, as regiões estudadas e os aspectos ainda pouco explorados, servindo como base para a discussão dos resultados e para recomendações de pesquisas futuras (Figura 1).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

1. Região Amazônica: características geográficas e geológicas

A região Amazônica possui uma diversidade heterogeneidade de biomas, desde biomas como Florestas Tropicais até Florestas Savânicas (i.g., cerrado, savanas metalófila) localizadas na América do Sul com cerca de 6.300.000 km². São diversos países que possuem o bioma em seus limites territoriais, tais como: Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana, Peru, Suriname, Venezuela e principalmente o Brasil.

O bioma amazônico é delimitado pelo Planalto das Guianas ao norte, ao oeste pela Cordilheira dos Andes e pelo Planalto Central Brasileiro ao Sul. (Fisch, 1998). Dentro do estado brasileiro, está presente em 58,92% do território; com cerca de 5.014.107,875 km², presente principalmente nos estados do Amazonas, Acre, Rondônia, Amapá, Roraima, Maranhão, Tocantins, Mato Grosso e Pará (SUDAM, 2007). Dentro da distribuição espacial do bioma estão presentes diferentes fitofisionomias, tais como: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Sempre-Verde, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Campinarana Florestada, Campinarana Arborizada, Savana Florestada e Savana Arborizada, Savana-Estépica Florestada, Savana-Estépica Arborizada e Estepe Arborizada. (WWF, 2010).

A região possui a maior bacia do mundo, a Bacia Amazônica, com uma área de 6.100.000 km^2, cerca de 44% da área da América do Sul, estendendo desde suas nascentes nos Andes peruanos até sua foz no Oceano Atlântico (ACTO, 2026). Cerca de 20% do volume total diário de água doce descarregada nos oceanos provêm da Bacia Amazônica (Medeiros *et al*., 2015). A bacia se encontra entre três grandes formações geológicas: i) o Escudo das Guianas ao norte, ii) a Cordilheiras dos Andes a oeste e iii) o Escudo Brasileiro ao sul (Molinier, 1992).

A estabilidade climática e a distribuição hidrológica do território brasileiro são fornecidas pela Bacia Amazônica (Cunha, 2015), por meio do fenômeno denominado "rios voadores", que desempenha o papel de aumento nas precipitações na América do Sul (Arraut *et al*., 2012). O principal rio da bacia é o Rio Amazonas, conhecido como o maior rio do mundo com extensão de cerca de 7000km (Cardozo *et al*., 2022), com cerca de 1100 afluentes, como os rios: Madeira, Negro e Japurá que estão entre os dez maiores rios do mundo em termos de vazão (Martinez *et al*., 2015). O Rio Amazonas possui uma vazão de água de ~209.000 m³/s, uma área de drenagem de ~7.050.000 km² e uma carga sedimentar de 167 t/km² ano (Latrubesse *et al*., 2007).

2. Impactos antrópicos na Região Amazônia: da ocupação territorial à perda de biodiversidade

Grande parte da Região Amazônica encontra-se ameaçada por efeitos antrópicos, isto é, ações realizadas pelos seres humanos na natureza. Esses processos tiveram início antes da colonização do Brasil, com a domesticação de plantas realizada pelos povos originários, contudo sem causar grandes alterações ambientais ou redução significativa da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Shock, 2019). Durante o processo de colonização, os recursos naturais passaram a ser tratados como bens a serem explorados, como no caso do Pau-Brasil (*Paubrasilia echinata*), utilizado na produção de móveis e na

extração do pigmento presente na madeira, empregado em vestimentas da realeza (Vainfas, 2000). O período colonial também foi marcado pela exploração da cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) no Nordeste brasileiro (Ferlini, 1994).

No período da República, diversos ciclos econômicos se sucederam, dando continuidade a alguns dos ciclos anteriores, como o ciclo do ouro, iniciado em Minas Gerais e expandido para outros estados. Na década de 1980, ocorreu no sudeste do estado do Pará, na atual cidade de Curionópolis, a mineração a céu aberto a partir do Garimpo de Serra Pelada. Outros ciclos, como o da borracha, no Acre, tiveram importância na Segunda Revolução Industrial (Pontes, 2014). Historicamente, o Brasil tem sido marcado pela exploração da natureza vista apenas como recurso natural, mantendo esses ciclos nas últimas décadas, com destaque para produtos de exportação como commodities, os minérios, a carne bovina, a soja e o petróleo (Fearnside, 2006).

O período da Ditadura Militar (1964 a 1985) foi marcado nessa região, a partir da criação do Plano de Integração Nacional, que previa a integração da região amazônica, com o projeto de desenvolvimentista, responsável por ofertar os recursos naturais, por isso passou a ser apresentada nacionalmente como um vazio demográfico que deveria ser ocupado e explorado a partir dos seus recursos naturais (Neto, 2002.). Essa política foi implementada a partir de uma forte propaganda e da distribuição das terras públicas a bancos, grandes empresas pelo Estado brasileiro, bem como o estímulo aos deslocamentos compulsório de populações de diversas regiões do Brasil, principalmente de nordestinos, para servir de mãos de obra para a implementação de grandes projetos, tais como: o trabalho na implementação das pastagens para instalação das fazendas, construção de estradas, usinas hidrelétricas, e do Grande Projeto Carajás, de exploração mineral (Becker, 2005).

O Estado brasileiro passou a impulsionar esse modelo de desenvolvimento, com a criação de órgãos, tais como: Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia (Sudam); a criação da Superintendência da Zona Franca de Manaus (Suframa), o Instituto de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). Para a integração da região, foi estimulado a construção de uma rede de rodovias federais, tais como: as Rodovias Cuiabá-Santarém (BR-163), Porto Velho-Manaus (BR-319) e a Transamazônica (BR-230), esse modelo trazia consigo o desmatamento, a ocupação dos territórios e as bordas das rodovias onde acontecia a formação de vilas e cidades, como o corredor dos migrantes (Laurance *et al*., 2004; Soares Filho *et al*., 2005).

Destacamos a criação do Projeto Radar da Amazônia - RADAM (1970), criado para estudar os recursos naturais presentes na Amazônia. Esse projeto tinha como finalidade mapear a Amazônia e coleta de dados sobre os recursos minerais, solos, vegetação e uso da terra (Moura, 1971). Em 1980, foi criado o Programa Grande Carajás, responsável pela criação da Estrada de Ferro Carajás, Hidrelétricas de Tucuruí e o Porto da Ponta da Madeira em São Luís com foco na exploração mineral.

Assim, a região amazônica, onde já viveram diversos povos indígenas de diferentes etnias, foram completamente impactados, com expulsão, extermínio e deslocamento forçado das áreas onde viviam, para serem confinados em reservas em outras inter-regiões amazônicas (Becker, 2005). A chegada de migrantes constitui cidades

desordenadas, exigindo políticas do estado, bem como um projeto de modernização conservadora. E essas grandes obras, pensadas de fora da região, impactaram diretamente na biota, levando a grandes perdas de biodiversidade, destruição de ecossistemas e o deslocamento de povos originários de suas terras (Fearnside, 2015)

O histórico dessas perturbações antrópicas foi responsável pela fragmentação ambiental, pela poluição de corpos hídricos, do solo e da atmosfera, pelas mudanças climáticas e pela perda de serviços ecossistêmicos (Costanza *et al*., 1998, MEA, 2005, Tabarelli *et al*., 2010) Entre os principais causadores desses impactos na região Amazônica destacam-se o desmatamento, a expansão agrícola e a pecuária (Rivero, 2009).

Para a expansão agrícola, principalmente as de monocultura como a soja e capim, a vegetação presente no local é totalmente desmatada e a fauna se refugia nos fragmentos de vegetação restantes e a alteração do uso do solo (Cornelius, 2015; Altieri *et al*., 2009). Esse tipo de desequilíbrio promove a redução da biodiversidade e a proliferação de pragas agrícolas que por fim para o controle dessas pragas há a utilização de agrotóxicos (Abdollahdokht *et al*., 2022) que promove a contaminação dos solos e dos corpos hídricos. E o aumento do contato com a fauna silvestre leva o aumento de zoonoses, aumentando a transmissão de patógenos que antes eram restritos aos animais silvestres, buscando outras espécies para manutenção dos seus ciclos (Keesing *et al*., 2010).

A migração dos animais silvestres para os fragmentos florestais impacta diretamente no comportamento natural do animal, provocado pela mudança de habitat, que buscam novos meios para sobreviver nesses fragmentos (Newbold *et al*, 2015). Além de outros animais migratórios que poderiam utilizar a área como desova e refúgio Há um aumento da competição pelos recursos presentes entre os animais, reduzindo assim a disponibilidade destes presentes no fragmento (Ricklefs, 2010).

3. Funções ecológicas das Florestas ripárias em ecossistemas tropicais

As Florestas ripárias possuem diversas denominações na literatura, como matas ciliares (i.e., vegetação associadas a rios de médio e grande porte com a presença de uma Floresta arbórea e estreita sem a formação de geleiras e largura da margem proporcional ao do leito do rio), matas de galeria (i.e., vegetação associada a rios de pequeno porte e córregos, formando corredores estreitos sendo conhecidos como galerias), Florestas de várzea (i.e. vegetação associada às planícies de inundação de rios e igarapés que sofrem enchentes e vazantes diárias, pois a água doce está em contato direto com o mar), brejos (i.e., vegetação associada a planícies encharcadas localizadas nas serras úmidas, com a presença de solo vermelhos), todas se referem às formações vegetais associadas a corpos d'água (Ab'Saber, 2003; Sano *et al.*, 2008). O termo Floresta ripária é o mais adequado para se referir às Florestas associadas a cursos d'água dentro das fitofisionomias brasileiras (Rodrigues, 2000), as quais se distribuem de formas diferentes em função da topografia, do regime dos cursos d'água, das condições de solo, das encostas e dos contatos com corpos hídricos salgados (Rodrigues, 2000).

As Floresta Ripária é uma paisagem multidimensional, dividida em três

dimensões espaciais: vegetação (e.g., herbácea, macrófitas, árvores lenhosas e não lenhosas), solo (e.g., Neossolos Flúvicos, hidromórficos, Cambissolos) e água (e.g., corpo hídrico, rio e riacho) (Ab'Saber, 2003). Sua extensão horizontal é definida pelo alcance da planície de inundação, incluindo as variações do nível da água ao longo do ciclo sazonal, e sua extensão vertical se estende desde o solo até o topo da copa da Floresta, em estreita relação com a dinâmica dos corpos hídricos (Gregory *et al*., 1991). A floresta Ripária é conhecida pelos "cílios", está relacionada a associação da vegetação ao corpo hídrico sendo como uma zona tampão ou zona ciliar, realizando a remoção de sedimentos poluentes, nutrientes e sedimentos presentes no escoamento superficial, assim evitando a contaminação do corpo hídrico por esses compostos químicos (Wenger, *et al*., 1999)

As Florestas Ripárias, possuem zonas chamadas de "hyporheic" que é um ecótono onde água subterrânea se encontra com a água fluvial. Um espaço que serve de abrigo para ecologia dos organismos aquáticos (Stanford, 1988). A qualidade da água está totalmente ligada à vegetação associada, assim esse tipo de Floresta possui papel primordial na manutenção da qualidade da água pois estudo realizado em 10 microbacias no Estado de São Paulo concluiu sobre o papel de filtragem das Florestas ripárias sobre os corpos hídricos, ao determinar que as áreas que possuíam vegetação associada a água possuíam valores normais de turbidez, amônio, fosfato e condutividade elétrica, enquanto as áreas antrópicas possuíam valores anormais. (IIEGA, 2010).

A vegetação presente na Floresta Ripária impede o assoreamento do rio, pela presença da vegetação; as raízes presentes seguram o substrato, impedindo a entrada desse sedimento no corpo hídrico, evitando a erosão das margens (Rodrigues, 2000). Assim, ela possui um papel de regulação da temperatura da água, pela presença da vegetação na borda; produz sombra sobre a água, regulando a entrada de luz na água. Esse processo de regulação é primordial para a fauna, os peixes utilizam esses locais como abrigo e desova. (Naiman, 1997; Williams, 2005). A manutenção da temperatura da água é primordial para a sobrevivência da biota na água, com o aumento de temperatura, diminui o oxigênio presente na água, aumentando assim o estresse dos peixes e outros animais presentes na água (Ensign, *et al*, 2001).

Além da produção de biomassa para o ecossistema presente na água, essa biomassa é utilizada pela biota para o forrageamento, assim mantendo a cadeia trófica presente no corpo hídrico (Silva, 2017). Essa biomassa é utilizada como habitat por diversos invertebrados. As Florestas Ripárias possuem um papel primordial como corredores ecológicos para a dispersão da biota e dispersão vegetal; através dos corredores, espécies são capazes de se inter-relacionar pelas diferenças de paisagens, preservando espécies que são endêmicas de Florestas ripárias (Spackman, 1995; Metzger, 2010), como os peixes migratórios, que utilizam o corpo hídrico como local de desova em determinadas datas do ano e como local de procura de parceiros para a reprodução. A produção dessa biomassa fixa o carbono, assim como toda Floresta. Há a retirada de dióxido de carbono da atmosfera e a liberação de oxigênio, mitigando os efeitos causados pela intensificação do efeito estufa, ajudando no processo de combate às mudanças climáticas (Sanquetta, 2002; Gatti, 2021)

As Florestas ripárias brasileiras têm sido historicamente submetidas a intensos processos de antropização desde o período de colonização, e esses impactos se estendem por todas as regiões do país (IBGE, 2022). A importância dessas florestas está diretamente relacionada à manutenção da integridade dos corpos hídricos, que representam fonte de água, alimento e renda para populações ribeirinhas que utilizam os rios protegidos por essa vegetação para sua subsistência (Attanasio, 2012). A proteção e a restauração das Florestas ripárias são fundamentais para a conservação dos recursos hídricos (Pert *et al*., 2010), mesmo já sendo reconhecidas pelo Código Florestal Brasileiro como Áreas de Preservação Permanente (APPs) (Brasil, 2012). Apesar desse reconhecimento legal, essas formações ainda sofrem intensamente com o desmatamento e outras perturbações antrópicas, que têm reduzido de forma significativa sua extensão original em diversas bacias hidrográficas (Attanasio, 2012).

Nesse contexto, a preservação e a recuperação das Florestas Ripárias assumem importância global para a manutenção dos recursos hídricos e dos recursos florestais associados, contribuindo para a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos e terrestres conectados (Wortley, 2013). A serapilheira, que corresponde à matéria orgânica em decomposição na superfície do solo, e o carbono morto desempenham papel fundamental nesse processo, fornecendo nutrientes e mantendo o ciclo de carbono nos ecossistemas.

4.Florestas Tropicais como sumidouros de carbono: processos ecológicos e implicações climáticas

As plantas são seres autotróficos (i.e., são capazes de produzir seu próprio alimento) por intermédio de um processo fotoquímico chamado fotossíntese (Taiz, 2017, 2024), utilizando como produtos da reação energia luminosa, água e gás carbônico (CO_2). A fotossíntese é composta por duas etapas principais: a fase fotoquímica (i.e., conjunto de reações dependentes de energia luminosa, que ocorrem nas membranas dos tilacóides dos cloroplastos, transformando energia luminosa em energia química) (Taiz, 2017, 2024) e a fase bioquímica (i.e., conjunto de reações não dependentes de energia luminosa, que ocorrem no estroma dos cloroplastos, sintetizando glicídios a partir do gás carbônico) (Taiz, 2017, 2024). A fase bioquímica da fotossíntese fixa o dióxido de carbono atmosférico, convertendo-o em carboidratos que servirão de base para a formação de biomassa vegetal. Esse fenômeno é um dos serviços ecossistêmicos (i.e., benefícios diretos ou indiretos fornecidos pelo ecossistema ao bem-estar da humanidade) fornecidos pelas Florestas, sendo classificado como serviço ecossistêmico de regulação (; Oliveira et al., 1994; Costanza *et al*., 1998; De Groot *et al.*, 2002).

Com os processos de intensificação do efeito estufa e o aumento da temperatura global, causados principalmente por perturbações antrópicas (Filonchyk *et al*., 2024), a manutenção das Florestas, que funcionam como sumidouros de carbono, torna-se fundamental para a mitigação das mudanças climáticas (IPCC, 2006). Os ecossistemas tropicais representam cerca de 20 a 25% do carbono terrestre mundial (Cerri *et al*., 2001), e o bioma amazônico brasileiro é uma das maiores reservas de carbono do planeta, desempenhando papel importante na regulação climática global (Nobre *et al*., 2016).

A biomassa seria então produção primária realizadas pelos processos fotossintéticos (Ricklefs ,2010), quando se refere a biomassa consideremos a massa seca (i.e., sem a presença de água) (Batista, 2014), podendo ser depositada de diferentes formas nos ecossistemas i) Carbono da Biomassa Acima do Solo (C-BAS): Troncos, galhos, folhas, ii) Carbono da Biomassa Abaixo do Solo (C-BBS): Raízes, iii) Carbono da Serapilheira: Matéria orgânica em decomposição na superfície do solo, iv) Carbono Morto (Necromassa): Árvores mortas em pé ou caídas, v) O carbono orgânico do solo (COS): do solo considerando até 1 m de profundidade. (Birdsey, 2006; IPCC, 2006.; Bello *et al*., 2021; Santos, 2023).

Cada um dos compartimentos de carbono possui diferentes quantidades de carbono alocados, em Florestas tropicais, C-BAS representa, em geral, a maior parte do carbono armazenado na vegetação (Pfeifer *et al*. 2015). C-BBS corresponde a uma fração considerável do estoque de biomassa, mas é raramente quantificada em razão das dificuldades metodológicas e dos altos custos envolvidos na sua estimativa (Miranda, *et al*., 2011). O carbono orgânico do solo (COS) pode representar cerca de 30% do carbono total armazenado no ecossistema (Don *et al*., 2011). A necromassa representa aproximadamente entre 10% e 20% da biomassa (Houghton *et al*, 2001). Portanto, os estudos dos estoques de biomassa são primordiais para a tomada de decisão do manejo dos recursos Florestais (Páscoa *et al*., 2004), informações de biomassa de um ecossistema são necessários para o planejamento das atividades econômicas, ambientais e sociais e a criação de novas políticas públicas para a proteção e conservação das Florestas (Silveira *et al*., 2008).

A evolução industrial foi um marco para a mudança na forma de como observamos a natureza, processos econômicos e a introdução de máquinas para a realização de serviços manufaturados (Hobsbawm, 2014). Essa mudança no processo histórico e econômico ocorreu no final do século XVIII, na Inglaterra, marcando a transição da produção rural para a industrialização (Hobsbawm, 2014). Esse processo gerou um aumento populacional nas cidades, impulsionando a expansão do espaço urbano e o surgimento das metrópoles. A introdução da mecanização na produção teve diversas consequências, entre elas o aumento significativo do volume produzido (Deane, 1979). Entretanto, esse crescimento só foi possível devido ao uso de combustíveis fósseis, como o carvão mineral. Assim, durante os processos produtivos, houve uma liberação massiva de gases de efeito estufa, principalmente o dióxido de carbono (CO_2) (Deane, 1979).

Além dos impactos ambientais desencadeados pela Primeira Revolução Industrial e pela intensificação do uso de combustíveis fósseis, outros processos históricos também contribuíram para a degradação ambiental em larga escala (Pott, 2017). A necessidade de criação de políticas e órgãos de conservação do meio ambiente surge justamente como resposta às pressões crescentes resultantes das sucessivas revoluções industriais e da mecanização do campo. Esse processo se intensificou especialmente com a Revolução Verde, impulsionada pelos Estados Unidos a partir da década de 1940, cujo objetivo era ampliar a produção de alimentos em larga escala. Esse modelo agrícola promoveu a ampla adoção de tratores e máquinas pesadas, além do uso intensivo de fertilizantes sintéticos, defensivos químicos e agrotóxicos, associados ainda ao desenvolvimento

de organismos geneticamente modificados (OGMs). Embora esses elementos tenham aumentado drasticamente a produtividade agrícola, também intensificaram a contaminação do solo, da água e do ar, contribuindo significativamente para a expansão dos impactos ambientais globais (Altieri, 2012).

Ao fim da Segunda Guerra Mundial, foi criada a Organização das Nações Unidas (ONU, 1972), em resposta aos efeitos antrópicos decorrentes da mecanização das revoluções industriais e à destruição provocada pela guerra. Em 1972, a ONU realizou, na cidade de Estocolmo, Suécia, a primeira Conferência Global das Nações Unidas sobre Desenvolvimento e Meio Ambiente Humano, marcando a primeira vez em que a conservação ambiental foi discutida globalmente. Na Declaração de Estocolmo, que reunia diversos princípios relacionados à preservação da natureza, destacava-se o Princípio 2: "Os recursos naturais da Terra, incluindo o ar, a água, a terra, a flora e a fauna, e especialmente amostras representativas dos ecossistemas naturais, devem ser preservados em benefício das gerações presentes e futuras, mediante planejamento ou ordenamento".

Em 1972, na cidade de Quioto, no Japão, foi criado o Protocolo de Quioto, um tratado internacional envolvendo 192 países, destinado à limitação e redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE). Devido à complexidade de fatores políticos e econômicos, o protocolo só conseguiu entrar em vigor em 2005. Durante o período de 2008 a 2012, os 73 maiores países industrializados, juntamente com a União Europeia, reduziram a emissão de GEE em 5% na atmosfera. Entre os mecanismos criados para auxiliar os países desenvolvidos, destacam-se o Comércio de Emissões e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que permitem a compra, de outro país, da capacidade de estocar os GEE liberados pelas indústrias, criando assim o mercado de carbono.

A Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento ocorreu no Rio de Janeiro, Brasil, em 1992, sendo conhecida como ECO-92. Ela reafirmou o tratado de Estocolmo e os compromissos com o meio ambiente, as mudanças climáticas e a preservação da biodiversidade, resultando na Declaração do Rio, que estabeleceu 27 princípios universais para o manejo e a conservação de ecossistemas (Brasil, 1992). A conferência também criou a Agenda 21, um plano de desenvolvimento sustentável, e consolidou o termo "desenvolvimento sustentável".

Em dezembro de 2015, em Paris, durante a COP21 da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), foi estabelecido o Acordo de Paris. Este tratado histórico, que envolve todos os países filiados à ONU, tem como objetivo central combater as mudanças climáticas, limitando o aquecimento global a 2°C acima dos níveis pré-industriais, com esforços para atingir a meta mais ambiciosa de 1,5°C. Foram estabelecidas as Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC), documentos nos quais os países comunicam as ações adotadas para a redução da emissão de GEE. Para o monitoramento dessas ações, também foi criado o Quadro de Transparência Reforçado (ETF), pelo qual os países apresentam relatórios transparentes sobre os progressos e retrocessos nos processos de mitigação das mudanças climáticas (UNFCCC, 2015).

Com base em todos os tratados, revoluções e demais eventos históricos, a mudança na percepção da

natureza é observada ao longo do tempo, sempre influenciada pelas questões sociais vividas pela sociedade. Atualmente, essa mudança se manifesta no conceito de desenvolvimento sustentável, que busca a exploração de matérias-primas ou a produção industrial com o mínimo impacto ambiental, visando a redução de danos. Uma das grandes problemáticas desse mercado é, literalmente, o próprio mercado. Esses mercados podem ser responsáveis pelo aumento da desigualdade, pela violação de diversos direitos humanos, em especial dos povos originários e suas terras, e pela manutenção da hegemonia dos países mais poluidores, que são também os maiores detentores de capital, em comparação aos países subdesenvolvidos. É importante ressaltar que esses problemas climáticos não devem ser confundidos com os financiamentos climáticos (Salim, 2024).

CONCLUSÃO

A síntese dos estudos evidencia que os ecossistemas tropicais, especialmente a Floresta Amazônica, desempenham papel central na manutenção da biodiversidade, na regulação climática e na provisão de serviços ecossistêmicos essenciais. Historicamente, essa região tem sido marcada por diferentes formas de perturbação antrópica, desde o uso tradicional pelos povos indígenas, que mantinham relações mais equilibradas com o ambiente, até os processos intensivos de exploração iniciados no período colonial e ampliados na contemporaneidade por atividades como mineração, expansão agropecuária e sistemas de monocultura.

Nesse contexto, as Florestas ripárias destacam-se como componentes-chave da paisagem amazônica, atuando como zonas de transição entre sistemas terrestres e aquáticos. Sua estrutura tridimensional e sua interação com os corpos hídricos conferem funções ecológicas fundamentais, como a filtração de sedimentos e poluentes, a regulação térmica dos corpos d'água, a estabilização das margens e a manutenção da conectividade ecológica. Essas funções são essenciais para a integridade dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados, além de sustentarem a biodiversidade local.

Entretanto, a intensificação das perturbações antrópicas tem promovido a fragmentação de habitats, a simplificação estrutural da vegetação e a perda de biodiversidade, comprometendo o funcionamento dos ecossistemas. Essas alterações afetam diretamente a capacidade das Florestas de atuarem como sumidouros de carbono, um serviço ecossistêmico fundamental diante do aumento das emissões de gases de efeito estufa. A dinâmica do carbono, fortemente associada aos processos fotossintéticos e à distribuição da biomassa nos diferentes compartimentos do ecossistema, reforça o papel das Florestas tropicais na mitigação das mudanças climáticas globais.

As mudanças climáticas, intensificadas por essas pressões, manifestam-se de forma heterogênea em diferentes regiões, podendo resultar tanto em eventos extremos de aquecimento quanto em variações térmicas atípicas. Esse cenário evidencia a necessidade urgente de conservação e manejo sustentável das Florestas, especialmente das formações ripárias, cuja degradação compromete não apenas a qualidade dos recursos hídricos, mas também a estabilidade climática em múltiplas escalas.

Por fim, embora existam avanços no âmbito de políticas ambientais e acordos internacionais voltados à mitigação das mudanças climáticas, persistem desafios relacionados à sua efetividade. Torna-se, portanto, essencial a adoção de abordagens integrativas que articulem conhecimento ecológico, planejamento territorial e governança ambiental, além do fortalecimento de pesquisas que subsidiem estratégias mais eficazes para a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade dos ecossistemas tropicais.

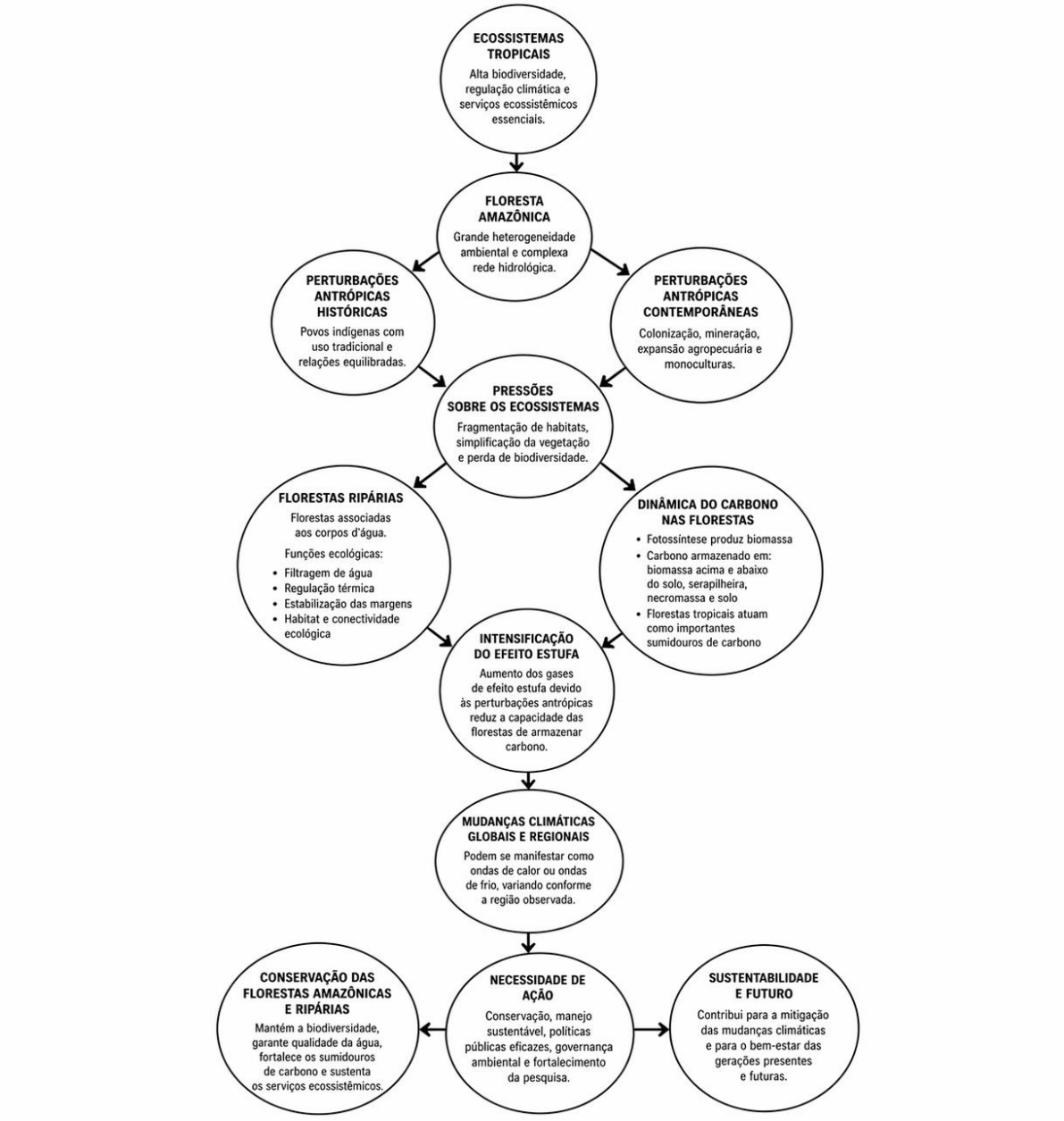


Figura 1. Fluxograma conceitual das relações entre perturbações antrópicas na Amazônia Brasileira, funcionamento dos ecossistemas (com ênfase nas Florestas ripárias), dinâmica do carbono e mudanças climáticas, destacando a necessidade de conservação e manejo sustentável.

REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. N. *A Amazônia: do discurso à práxis*. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

ABDOLLAHDOKHT, D.; GAO, Y.; FARAMARZ, S.; POUSTFOROOSH, A.; ABBASI, M.; ASADIKARAM, G.; NEMATOLLAHI, M. H. Conventional agrochemicals towards nano-biopesticides: an overview on recent advances. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, v. 9, n. 1, art. 13, 2022. DOI: https://doi.org/10.1186/s40538-021-00281-0.

ALMEIDA, E. J. *et al*. Produção de serrapilheira em florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da vegetação e da densidade de plantas. *Acta Amazonica*, v. 45, n. 2, p. 157–166, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201402543

ALTIERI, M. A. Green deserts: monocultures and their impacts on biodiversity. In: EMANUELLI, M. S.; JONS, J.; MONSALVE, S. (eds.). *Red Sugar, Green Deserts: Latin American Report on Monocultures and Violations of the Human Rights to Adequate Food and Housing, to Water, to Land and to Territory*. Sweden: FIAN International, 2009. p. 67–76.

ALTIERI, M. *Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável*. 5. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2012.

ARRAUT, J. M. *et al*. Aerial rivers and lakes: looking at large-scale moisture transport and its relation to Amazonia and to subtropical rainfall in South America. *Journal of Climate*, v. 25, n. 2, p. 543–556, 2012. DOI: 10.1175/2011JCLI4189.1.

ATTANASIO, C. M. *et al*. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. *Bragantia*, v. 71, n. 4, p. 493–501, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0006-87052013005000001.

BARDIN, L. *Análise de conteúdo*. São Paulo: Edições 70, 2016.

BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. Z.; SILVA FILHO, D. F. *Quantificação de recursos florestais: árvores, arvoredos e florestas*. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

BECKER, B. K. (2005). Geopolítica da Amazônia. *Estudos Avançados*, *19*(53), 71-86. Disponível em: https://revistas.usp.br/eav/article/view/10047

BELLO, O. C. *et al*. Biomassa radicular e carbono orgânico do solo em formações florestais na mesorregião sul da Amazônia. *Revista Árvore*, v. 45, n. 1, e450141, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/1806–908820210000037

BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; DE CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, v. 20, n. 12, p. 3713–3726, 2014. DOI: **https://doi.org/10.1111/gcb.12627**.

BIRDSEY, R. A. Carbon accounting rules and guidelines for the United States forest sector. *Journal of Environmental Quality*, v. 35, n. 4, p. 1518–1524, 2006.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 16 set. 1965. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm.

CARDOZO, L. G. B. *et al*. Overview of studies on ecosystem services in riparian zones. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 34, e19, 2022. https://doi.org/10.1590/S2179-975X1822.

CASSOL, H. L.; NEVES, R. A. *et al.* Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, v. 595, n. 7867, p. 388–393, 2021. DOI: 10.1038/s41586-021-03629-6.

CASTRO, M. C. *et al.* Development, environmental degradation, and disease spread in the Brazilian Amazon. *PLoS Biology*, v. 17, n. 11, e3000526, 2019. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000526.

CERRI, C. C. *et al.* Land-use change and soil carbon dynamics in Brazil. World Soils Policy Report, p. 1–15, 2001.

CORNELIUS, C. *et al*. Biodiversity and emerging zoonoses. In: MORAND, S. *et a*l. (ed.). *Socio-Ecological Dimensions of Infectious Diseases in Southeast Asia*. [S. l.]: Springer, 2015. p. 27–41. DOI:10.1007/978-4-431-55120-1_3.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, v. 25, n. 1, p. 3–15, 1998. DOI: 10.1016/S0921-8009(98)00020-2.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. *Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats*. Cuiabá: EdUFMT, 2015. Disponível em: https://observatoriopantanal.org. Acesso em: 25 fev. 2026.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v. 41, n. 3, p. 393–408, 2002. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00089-7.

DEANE, P. *The First Industrial Revolution*. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1979.

DIEGUES, A. C. S. *O mito moderno da natureza intocada*. São Paulo: Hucitec, 1994.

DO NASCIMENTO, D. R.; ALVES, L. N.; SOUZA, M. L. Implantação de sistemas agroflorestais para a recuperação de áreas de preservação permanente em propriedades familiares rurais da região da Transamazônica, Pará. *Agricultura Familiar: Pesquisa, Formação e Desenvolvimento*, v. 13, n. 2, p. 103–120, 2019. DOI: 10.18542/raf.v13i2.8711.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology*, v. 17, p. 1658–1670, 2011. DOI:10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x.

EMBRAPA. *Agrofloresta: manejo florestal para a sustentabilidade da agricultura familiar*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2006.

ENSERINK, M. Biological invaders sweep in. **Science**, v. 285, n. 5435, p. 1834-1836, 17 set. 1999. DOI: https://doi.org/10.1126/science.285.5435.1834.

ENSIGN, S. H.; MALLIN, M. A. Stream water quality changes following timber harvest in a coastal plain swamp forest. *Water Research*, v. 35, n. 14, p. 3381–3390, 2001. DOI:10.1016/S0043-1354(01)00060-4.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 3, p. 395–400, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000300018.

FEARNSIDE, P. M. Impactos sociais da hidrelétrica de Tucuruí. In: FEARNSIDE, P. M. *Hidrelétricas na Amazônia*. Manaus: INPA, 2015. p. 37–52.

FERLINI, V. L. A. *A Civilização do Açúcar (séculos XVI a XVIII)*. São Paulo: Brasiliense, 1984.

FILONCHYK, M. *et al*. Greenhouse gases emissions and global climate change. *Science of the Total Environment*, v. 935, art. 173359, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173359.

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. *Acta Amazonica*, v. 28, n. 2, p. 101–126, 1998. **DOI: https://doi.org/10.1590/1809-43921998282126**.

GATTI, L. V.; BASSO, L. S.; MILLER, J. B.; GLOOR, M.; GATTI DOMINGUES, L.; GREGORY, S. V. *et al*. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, v. 41, n. 8, p. 540–551, 1991. DOI:10.2307/1311607.

HOAG, J. C.; LANDIS, T. D. Riparian zone restoration: field requirements and nursery opportunities. *Native Plants Journal*, v. 2, n. 1, p. 30–35, 2001. DOI:10.3368/NPJ.2.1.30.

HOBSBAWM, E. J. *A era das revoluções: 1789–1848*. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 2014.

HOUGHTON, R. A. *et al*. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology*, v. 7, n. 7, p. 731–746, 2001. **DOI: 10.1046/j.1365-2486.2001.00426. x.**

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Monitoramento da Cobertura e Uso da Terra do Brasil: 2018-2020. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/. Acesso em: 17 jul. 2026.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA E GERENCIAMENTO AMBIENTAL (IIEGA). *Estudo de avaliação da qualidade da água e do papel das florestas ripárias em microbacias do Estado de São Paulo*. São Carlos: IIEGA, 2010.

Intergovernmental Panel on Climate Change. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies (IGES) on behalf of the IPCC, 2006. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/. Janeiro, 1971

KEESING, F. *et al*. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature*, v. 468, p. 647–652, 2010. DOI: 10.1038/nature09575.

LAMARCA JUNIOR, Mariano Rua. O valor econômico do carbono emitido pelo processo de desmatamento da Amazônia como instrumento de conservação florestal. 2007. 93 f. Dissertação (Mestrado em Economia) - Programa de Estudos Pós-Graduados em Economia Política, Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 2007.

LATRUBESSE, E. M. *et al*. Late Miocene continental sedimentation in southwestern Amazonia and its regional significance: biotic and geological evidence. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 23, n. 1, p. 61–80, 2007. DOI: 10.1016/j.jsames.2006.08.003.

LAURANCE, W. F. *et al*. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006. DOI:10.1890/05-0064.

LEVINE, J. M.; ADLER, P. B.; YELENIK, S. G. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, v. 7, n. 10, p. 975–989, 2004.

DOI:10.1111/j.1461-0248.2004.00657.x.

MALMSHEIMER, R. W. *et al*. Forest management solutions for mitigating climate change in the United States. *Journal of Forestry*, v. 106, n. 3, p. 115–173, 2008. DOI:10.1093/jof/106.3.115.

MAPBIOMAS. *Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil*. São Paulo, 2024. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org. Acesso em: 25 fev. 2026.

MARTINEZ, J. M. *et al*. Surface water types and sediment distribution patterns at the Amazon River mouth. *Water Resources Research*, v. 51, n. 9, p. 7140–7162, 2015. DOI:10.1002/2014WR016757.

MEDEIROS, P. M. *et al*. Fate of the Amazon River dissolved organic matter in the tropical Atlantic Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 29, p. 677–690, 2015. DOI:10.1002/2015GB005115.

MENEZES, Daniel Santos. **Ambientalismo, conhecimento tradicional e reservas extrativistas na Amazônia Legal: a visão dos técnicos do Instituto Chico Mendes**. 2008. 163 f. Dissertação (Mestrado em Administração) – Núcleo de Ciências Sociais, Fundação Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2008.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? Natureza & Conservação, v. 8, n. 1, p. 92-99, jul. 2010.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water*. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.

MIRANDA, D. L. C.; MELO, A. C. G.; SANQUETTA, C. R. Equações alométricas para estimativa de biomassa e carbono em árvores de reflorestamentos de restauração.

MOLINIER, M. Regionalisation des débits du bassin amazonien. In: **JOURNÉES HYDROLOGIQUES**, 8., 1992, Montpellier. *Anais...* Montpellier: ORSTOM, 1992. p. 1–15.

MOURA, J. M. de. Radar descobre a Amazônia. In: Revista de Engenharia, Mineração e Metalurgia. Rio de

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 28, p. 621–658, 1997. DOI:10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621.

NETO, Vitale Joanoni; GUIMARÃES NETO, Regina Beatriz. Amazônia: Políticas governamentais, práticas de 'colonização' e controle do território na ditadura militar (1964-85). Anuario IEHS, Tandil, v. 34, n. 1, p. 99-122, 2019.

NEVES, E. G. *Sob os tempos do equinócio: oito mil anos de história na Amazônia Central*. São Paulo: Ubu Editora, 2022.

NEWBOLD, T. *et al*. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, v. 520, p. 45–50, 2015. DOI:10.1038/nature14324.

NOBRE, C. A. *et al*. Land-use and climate change risks in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 39, p. 10759–10768, 2016. DOI: 10.1073/pnas.1605516113.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Mudanças climáticas e Amazônia. *Ciência e Cultura*, v. 59, n. 3, p. 22–27, 2007.

OLIVEIRA, E. *et al*. Hidrologia da Bacia do Rio Amazonas. *A Água em Revista*, v. 2, n. 3, p. 31–36, 1994.

ONU — Organização das Nações Unidas. *Declaração da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano*. Estocolmo: ONU, 1972. Disponível em: https://digitallibrary.un.org/record/523249. Acesso em: 25 fev. 2026.

ORGANIZAÇÃO DO TRATADO DE COOPERAÇÃO AMAZÔNICA. Projeto Bacia Amazônica. OTCA, 2026. Disponível em: https://aguasamazonicas.otca.org/?lang=en. Acesso em: 17 jul. 2026.

PÁSCOA, F.; MARTINS, F.; GONZÁLES, R. S.; JOAO, C. Estabelecimento simultâneo de equações de biomassa para o pinheiro bravo. In: SIMPÓSIO IBEROAMERICANO DE GESTIÓN Y ECONOMÍA FORESTAL, 2., Barcelona. p. i-f, 2004.

PERT, P. J. *et al*. A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: A case study from the Wet Tropics, Australia. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 378-388, set. 2010. Disponível em: ScienceDirect. Acesso em: 17 jul. 2026.

PFEIFER, M. *et al*. Deadwood biomass: an underestimated carbon stock in degraded tropical forests? *Environmental Research Letters*, v. 10, n. 4, art. 044019, 2015. DOI:10.1088/1748-9326/10/4/044019.

PINHO, B. X.; PERES, C. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Critical role and collapse of tropical mega-trees: a key global resource. In: *Advances in Ecological Research*. v. 62. Academic Press, 2020. p. 253–294. DOI:10.1016/bs.aecr.2020.01.009.

PONTES, Carlos José Farias. O primeiro ciclo da borracha no Acre: da formação dos seringais ao grande colapso. *South*

American Journal of Basic Education, Technical and Technological, v. 1, n. 1, p. 107-123, 2014. Disponível em: Periódicos UFAC. Acesso em: 17 jul. 2026.

POTT, C. M.; ESTRELA, R. V. A. Histórico ambiental: desastres ambientais e o despertar de um novo pensamento. *Estudos Avançados*, v. 29, n. 84, p. 155–168, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/s0103-40142017.31890021.

PRAKASH, S.; VERMA, A. K. Anthropogenic activities and biodiversity threats. *International Journal of Biological Innovations*, v. 4, n. 1, p. 94–103, 2022. DOI:10.46505/IJBI.2022.4110.

RIBEIRO, C. A. A. S. *et al.* O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. *Revista Árvore*, v. 29, p. 203–212, 2005. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000200004.

RICKLEFS, R. E. *A economia da natureza*. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RIVERO, S. *et al.* Pecuária e desmatamento na Amazônia. *Nova Economia*, v. 19, n. 1, p. 41–66, 2009. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-63512009000100003.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (org.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. 2. ed. São Paulo: Edusp/Fapesp, 2000.

SALIM, Leila; PACHECO, Priscila. Decisão da COP29 sobre mercado de carbono divide especialistas. Observatório do Clima, 12 nov. 2024. Disponível em: https://oc.eco.br/decisao-da-cop29-sobre-mercado-de-carbono-divide-especialistas/. Acesso em: 17 jul. 2026.

SANQUETTA, C. R. *As florestas e o carbono*. Curitiba: Editora do Autor, 2002.

SANTOS, E. P. *et al*. *Relatório Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil (MapBiomas Solo): Coleção 2.0 de Mapas de Estoque de Carbono Orgânico do Solo (1985–2022)*. São Paulo: MapBiomas, 2023. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/wpcontent/uploads/sites/4/2025/11/RA2024_MapBiomas_1710.pdf.

SHOCK, M. P.; MORAES, C. P. A floresta é o domus: a importância das evidências arqueobotânicas e arqueológicas das ocupações humanas amazônicas na transição Pleistoceno/Holoceno. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, v. 14, p. 263–289, 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/1981.81222019000200003.

SILVA, I. I. M. da. A influência da vegetação ripária e do aporte de biomassa na estrutura trófica de comunidades aquáticas. Recife: UFPE, 2017.

SILVEIRA, P. *et al*. Estimativa do estoque de carbono em florestas tropicais. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 8., 2008, Curitiba. *Anais...* Curitiba: Fupef, 2008. p. 1–10.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation*, v. 25, n. 1, p. 1–2, 1998.

SMITH, M. N. *et al*. Diverse anthropogenic disturbances shift Amazon forests along a structural spectrum. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 21, n. 1, p. 24–32, 2023. DOI: 10.1017/S0376892998000010.

Soares-Filho, B. S., Nepstad, D. C., Curran, L., Cerqueira, G. C., Garcia, R. A., Ramos, C. A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P., & McGrath, D. (2005). Cenários de desmatamento para a Amazônia. *Estudos Avançados*, *19*(54), 137-152. https://revistas.usp.br/eav/article/view/10074

SPACKMAN, S. C.; HUGHES, J. W. Assessment of minimum stream corridor width for biological richness: plant, bird, and mammal response along mid-order streams in Vermont, USA. **Biological Conservation**, v. 71, n. 3, p. 325-332, set. 1995

STAGGEMEIER, V. G.; GALETTI, M. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de sementes de frutos ornitocóricos: uma perspectiva global. Revista Brasileira de Ornitologia, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 281-287, 2007.

STANDISH, R. J.; HOBBS, R. J.; MAYFIELD, M. M.; BESTELMEYER, B. T.; SUDING, K. N.; BATTAGLIA, L. L.; THOMAS, P. A. *et al*. Resilience in ecology: abstraction, distraction, or where the action is? *Biological Conservation*, v. 177, p. 43–51, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.008.

STANFORD, J. A.; WARD, J. V. The hyporheic habitat of river ecosystems. Nature, v. 335, n. 6185, p. 64-66, set. 1988. Disponível em: Nature Journal. Acesso em: 17 jul. 2026.

SUDAM. Lei Complementar nº 124, de 3 de janeiro de 2007. Brasília, DF: Presidência da República, 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/lcp/lcp124.htm. Acesso em: 17 jul. 2026.

TABACCHI, Eric *et al*. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. **Freshwater Biology**, [*S. l.*], v. 40, n. 3, p. 497-516, nov. 1998.

TABARELLI, M. *et al*. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010. DOI:10.1016/j.biocon.2010.02.005.

TAIZ, L. *et al*. *Fisiologia e desenvolvimento vegetal*. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TAIZ, L. *et al*. *Fisiologia e desenvolvimento vegetal*. 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 2024.

TYLIANAKIS, J. M.; DIDHAM, R. K.; BASCOMPTE, J.; WARDLE, D. A. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, v. 11, n. 12, p. 1351–1363, 2008. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2008.01250. x.

UNESCO. *Use and Conservation of the Biosphere*. Paris: UNESCO, 1970.

UNFCCC — United Nations Framework Convention on Climate Change. *Paris Agreement*. Paris: United Nations, 2015. Disponível em: https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement.

VAINFAS, R. Pau-brasil. In: VAINFAS, R. (org.). *Dicionário do Brasil Colonial*. Rio de Janeiro: Objetiva, 2000. p. 415–417.

WENGER, S. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Athens: Institute of Ecology, University of Georgia, 1999. Disponível em: https://dnr.wisconsin.gov/sites/default/files/topic/ShorelandZoning/lit_review.pdf. Acesso em: 17 jul. 2026.

WILLIAMS, D. D. Temporary forest pools: can we see the water for the trees? *Wetlands Ecology and Management*, v. 13, p. 213–233, 2005. DOI:10.1007/s11273-004-7517-6.

WORTLEY, L.; HERO, J.-M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, [S. l.], v. 21, n. 5, p. 537-543, 2013. [1]

WWF. *Relatório Planeta Vivo 2010: biodiversidade, biocapacidade e desenvolvimento*. Gland: WWF International, 2010. Disponível em: https://www.wwf.org.br. Acesso em: 25 fev. 2026.