



PERDAS E GANHOS DE BIOMASSA EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS FLORESTAIS DEGRADADAS PELO FOGO NO MARANHÃO

Breno Izidoro Domingos¹; Henrique Leão²;Débora J. Dutra¹; Thaís Medeiros¹;
Celso Silva-Junior³; Isadora Haddad¹; Vinicius Peripato¹; Aline Jacon¹; Daniel
Braga¹; Camila Silva³; Liana O. Anderson¹; Luiz Aragão¹;

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Av. dos Astronautas, nº 1758, São
José dos Campos SP 12227-010, Brazil;

breno.domingos@inpe.br; <https://orcid.org/0000-0001-6705-6998>
debora.joana@inpe.br; <https://orcid.org/0000-0003-3748-5622>,
thais.pereira@inpe.br; <https://orcid.org/0000-0003-0342-4039>,
vinicius.peripato@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0002-3137-211X>
isadora.ruiz@inpe.br; <https://orcid.org/0000-0002-1464-366X>
aline.jacon@inpe.br; <https://orcid.org/0000-0003-2585-5198>
daniel.braga@inpe.br; <https://orcid.org/0000-0002-5170-1902>
luiz.aragao@inpe.br; <https://orcid.org/0000-0002-4134-6708>

² Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais -
Cemaden, Technological Park of São José dos Campos, Dr. Altino Bondensan
Road, nº500, São José dos Campos SP 12247-016, Brazil;

paulo.leao@cemaden.gov.br; <https://orcid.org/0000-0002-6595-9576>
liana.anderson@cemaden.gov.br; <https://orcid.org/0000-0001-9545-5136>

³ Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), SCN 211, Bloco B,
Sala 201, Brasília 70836-520, Brazil;

celso.junior@ipam.org.br; <https://orcid.org/0000-0002-1052-5551>
camila.silva@ipam.org.br; <https://orcid.org/0000-0002-4867-9871>

RESUMEN. La selva amazónica regula el clima y juega un papel importante en el ciclo global de carbono. Sin embargo, la deforestación y los incendios son factores determinantes en la degradación forestal del ecosistema, la pérdida de biodiversidad y el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero. Por lo tanto, las estimaciones del estado actual de la floresta son esenciales para su conservación. Este estudio, buscamos evaluar la pérdida de biomasa forestal aérea después de incendios y su posterior recuperación entre 2001 y 2020 en el estado brasileiro de Maranhão. Utilizamos datos sobre áreas quemadas, deforestación, cobertura del suelo y biomasa aérea, junto con la clasificación de fitofisionomías forestales del Instituto Brasileiro de Geografia y Estadística. Posteriormente, realizamos análisis estadísticos para evaluar las diferencias de biomasa entre fitofisionomías no perturbadas y quemadas, incluyendo las pruebas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney. Los resultados preliminares revelaron que después de los incendios, fisionomías como Bosque Aluvial Semideciduo Estacional y Semideciduo Estacional Bosque, las tierras aluviales con dosel emergente perdieron alrededor del 60% y el 40% de la biomasa, respectivamente. Dichas pérdidas impactan el equilibrio de carbono y la dinámica de los ecosistemas forestales, lo que requiere una evaluación detallada y continua para respaldar las estrategias de mitigación de los efectos del cambio climático, además de apoyar el desarrollo de políticas para proteger la selva amazónica.

Palabras-clave: Degradación; Emisiones de carbono; Carbón; Cronosecuencia; Incendios forestales.

RESUMO. A floresta tropical amazônica desempenha um papel crucial para a regulação climática, sendo responsável por uma significativa contribuição para o balanço do carbono em escala global. No entanto, o desmatamento e as queimadas são processos determinantes para a degradação florestal do ecossistema, resultando na perda de biodiversidade e aumento das emissões de gases de efeito estufa. Dessa forma, este estudo teve como objetivo avaliar a perda de biomassa florestal acima do solo após eventos de fogo e a



subsequente recuperação da biomassa entre os anos de 2001 e 2020 no estado do Maranhão. Utilizamos dados de áreas queimadas, desmatamento, cobertura da terra e biomassa acima do solo, juntamente com a classificação de fitofisionomias florestais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Posteriormente, análises estatísticas foram realizadas para avaliar as diferenças na biomassa entre fitofisionomias não perturbadas e queimadas, incluindo os testes de Kruskal-Wallis e Mann-Whitney. Os resultados preliminares revelaram que após os incêndios, fisionomias como Floresta Estacional Semi-Decidual Aluvial e Floresta Estacional Semi-Decidual, terras aluviais com dossel emergente perderam cerca de 60% e 40% da biomassa, respectivamente. Tais perdas impactam o balanço de carbono e a dinâmica dos ecossistemas florestais, exigindo uma avaliação detalhada e contínua do impacto desses processos para apoiar estratégias de mitigação das mudanças climáticas, além de dar suporte para elaboração de políticas de proteção à floresta tropical amazônica.

Palavras-chave: Degradação; Emissões de carbono; Carbono; Cronossequência; Incêndios Florestais.

ABSTRACT. The Amazon rainforest plays a crucial role in climate regulation, being responsible for a significant role in the carbon cycle on a global scale. However, deforestation and fires are determining vectors for forest degradation in the ecosystem, resulting in the loss of biodiversity and increased greenhouse gas emissions. Thus, this study aimed to evaluate the loss of above-ground forest biomass after fire events and the subsequent recovery over the years between 2001 and 2020 in the state of Maranhão. We used data on burned areas, deforestation, land cover and above-ground biomass, together with the classification of forest physiognomies from Brazilian Institute of Geography and Statistics. Subsequently, statistical analyses were performed to assess the differences in biomass between undisturbed and burned phytophysiognomies, including the Kruskal-Wallis and Mann-Whitney tests. Preliminary results revealed that after the fires, physiognomies such as Seasonal Semi-deciduous Alluvial Forest and Seasonal Semi-deciduous Forest, alluvial lands with emergent canopy lost around 60% and 40% of biomass, respectively. Such losses impact the carbon balance and the dynamics of forest ecosystems, requiring a detailed and continuous assessment to support climate change mitigation strategies, in addition to supporting the development of policies to protect the Amazon rainforest.

Keywords: Forest degradation; Greenhouse gases; Carbon; Chronosequence; Forest fires.

1. INTRODUÇÃO

A floresta tropical amazônica brasileira abriga elevada biodiversidade, além de armazenar carbono e regular o clima global e regional (Aragão et al., 2018; Gatti et al., 2021). O aumento nas taxas de desmatamento e queimadas tem ocasionado severos danos ao ecossistema, tais como a perda de biodiversidade, o incremento das emissões de gases de efeito estufa (Fearnside, 2005; Montibeller et al., 2020), e problemas de saúde para a população local associados a poluição do ar devido ao aumento das concentrações de aerossóis durante períodos de queima (Lapola et al., 2023). O estado do Maranhão está situado em uma região de transição entre dois biomas: o Cerrado, que ocupa 65% da área, e a Amazônia, que cobre 35%. No entanto, entre 2008 e 2023, o desmatamento na região amazônica do Maranhão foi de 6.481,76 km², isto representa 5% de todo o desmatamento da Amazônia legal para o este período (INPE, 2024).

Regiões na Amazônia têm transacionado de sumidouro para fonte de emissão de carbono (CO₂), devido ao desmatamento e às degradações por fogo (Gatti et al., 2021). A degradação florestal tem ameaçado o potencial futuro que estas florestas têm em absorver e acumular carbono ao longo do tempo (Aragão et al., 2018). Esta situação ocorre principalmente devido à conversão de áreas florestais em áreas de agricultura e pecuária. O fogo é um importante vetor de degradação em florestas, sua recorrência leva a perda de até 80% da biomassa acima do solo (Lapola et al., 2023), sendo um distúrbio que leva a redução gradual, ou abrupta da cobertura florestal, dependendo da frequência e intensidade. Associado aos demais vetores de degradação como as secas, efeito de borda, fragmentação e desmatamento, a floresta passa a ser mais propícia ao fogo, incrementando os riscos de degradação florestal (Lapola et al., 2023).

Ainda existem gargalos metodológicos para quantificar a perda de carbono e emissões de gases do efeito estufa (GEE) pelas florestas afetadas por fogo, sendo esta uma informação chave para apoiar políticas de conservação, como o de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+) e os acordos da Convenção-Quadro das

Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC) (Correa; Van Der Hoff; Rajão, 2019; Morales-Barquero et al., 2014). Além disso, o Brasil assumiu vários compromissos para mitigar as mudanças climáticas do Acordo de Paris de 2015, incluindo reduzir as emissões em 37% em 2025 e 43% em 2030, em relação aos níveis de 2005 (Lima et al., 2020). Apesar dos avanços nos processos de contabilização das emissões de GEEs ainda existem lacunas em relação a omissão das emissões de degradação florestal. Este processo causa subestimativas nas emissões nacionais e é um desafio para a redução das emissões de GEE no Brasil (Silva Junior et al., 2021).

Dessa forma, o objetivo desta pesquisa foi estimar a biomassa florestal acima do solo que é perdida logo após o evento de fogo, e o quanto pode ser recuperada nos anos seguintes, a partir de uma análise de cronossequência baseada em produtos de sensoriamento remoto, para o período de 2001 a 2020 no estado do Maranhão. Como objetivo específico, estabeleceu-se realizar uma avaliação para as diferentes fisionomias florestais, visando identificar se há mudanças nos estoques e recuperação destas florestas após a ocorrência do incêndio.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado nas regiões classificadas como fitofisionomias florestais pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012), presentes no estado do Maranhão (MA) (Figura 1). Dessa forma, esse estado se faz uma excelente área de estudo para avaliar os impactos do fogo na perda da biomassa florestal, com o intuito de alertar gestores públicos sobre os danos do avanço da degradação.

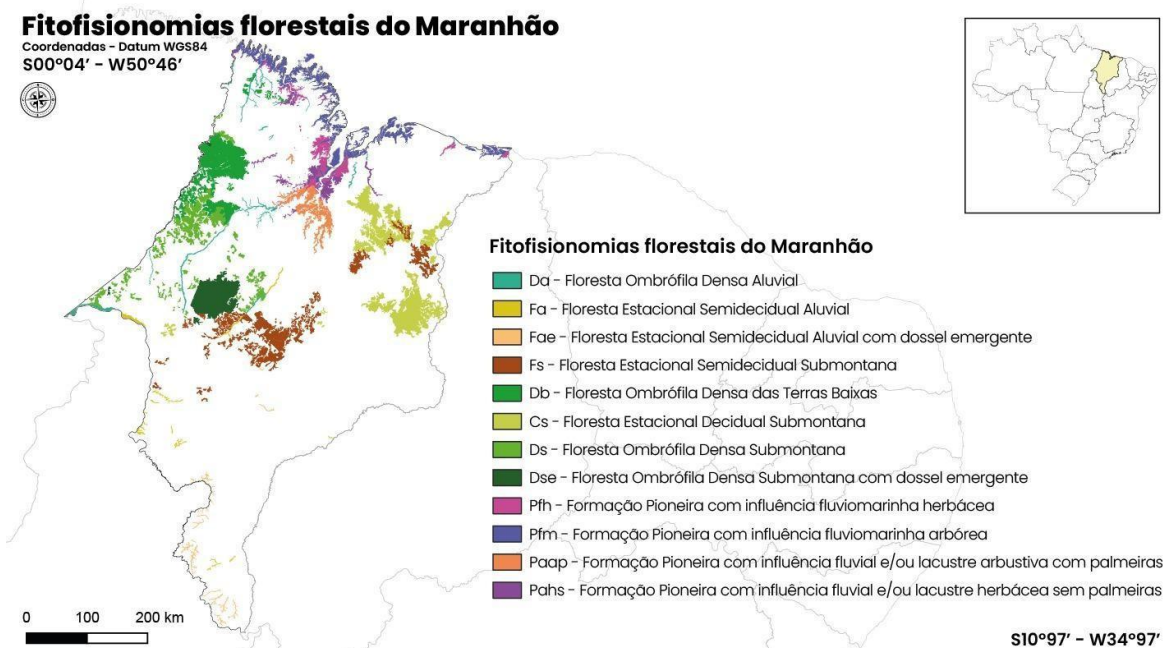


Figura 1. Mapa de fitofisionomias florestais no Maranhão.

As fitofisionomias são classificadas pelo (IBGE), onde cada fitofisionomia é baseada nas características estruturais e florísticas da vegetação (IBGE, 2012). Esta classificação detalhada da vegetação é utilizada para apoiar políticas de conservação, planejamento ambiental e estudos ecossistêmicos, fornecendo um maior detalhamento da vegetação.

2.2.1. Área queimada

O estudo utilizou um conjunto de dados de área queimada, resultante da integração de três fontes consolidadas na literatura, cada uma em diferentes escalas: MapBiomass Fogo, MODIS MCD64A1 e Fire-CCI. Esses dados foram harmonizados para uma resolução de 30 metros,



abrindo o período de 2001 a 2020, e objetivou identificar a maior extensão de áreas queimadas mapeadas (Leão; Silva-Junior; Anderson, 2023).

2.2.2. Desmatamento

Utilizou-se os dados de desmatamento e classificação de florestas primárias do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES), que realiza o mapeamento de desmatamento por corte raso na Amazônia Legal e produz dados desde 1998, com resolução espacial de 30 metros.

2.2.3. Cobertura e uso da terra

O conjunto de dados de uso e cobertura da terra utilizado foi a coleção 8 do MapBiomas, que realiza a produção de mapas anuais para todo o Brasil, com 30 metros de resolução espacial, disponíveis de 1985 até 2022. Foi feita uma reclassificação dos dados para 2 agrupamentos, os que não mudaram da classe floresta e os que mudaram ao longo da série temporal 1985 - 2020.

2.2.4. Biomassa acima do solo

Os dados de biomassa acima do solo utilizados neste estudo foram obtidos do produto de Iniciativa de Mudança Climática (CCI) da Agência Espacial Europeia (ESA), que é baseado em dados de radar da banda C (Sentinel 1A e B), banda L (ALOS-2 PALSAR-2) e *Global Ecosystem Dynamics Investigation* (GEDI) LiDAR. Utilizou-se o dado de 2020 com uma resolução espacial de 100 metros (Santoro; Cartus, 2023).

2.2.5. Fitofisionomias

Dados sobre estrutura e composição da vegetação (fitofisionomia) foram obtidos do banco de informações ambientais do IBGE. Fitofisionomia é definida como uma entidade espacial caracterizada por condições ambientais semelhantes, incluindo gêneros florísticos e formas biológicas, com relevo bem definido (IBGE, 2012). Dada a considerável variabilidade nas condições ambientais nas florestas do Maranhão, o bioma abrange uma gama diversificada de tipos de floresta. A classificação de fitofisionomias do IBGE é adaptada da classificação do projeto RADAM Brasil e está em uma escala de 1:250.000 (IBGE, 2012).

2.3. Filtragem de áreas sem distúrbio e queimadas.

Com base nos dados, foi realizada uma seleção das áreas sem distúrbios, que consiste em áreas que não queimaram ao longo da série temporal e que não mudaram de classe com base no produto do MapBiomas. Também foram eliminadas as áreas presentes em uma região de 300 m da borda ao interior do fragmento, região essa considerada como borda antrópica (Laurance et al., 2002). Foi realizada uma filtragem com os dados de biomassa acima do solo do produto ESA CCI, onde as áreas sem distúrbio devem possuir pelo menos o tamanho de 1 ha para cobrir uma área mínima de 100 x 100 m devido a resolução espacial do produto de biomassa. Para cada polígono de cada fitofisionomia foram extraídas métricas estatísticas como número de pixels e valores medianos e médios de biomassa para cada polígono.

Para construir a cronossequência de idades de florestas afetadas pelo fogo, foi realizada a mesma filtragem das áreas das florestas sem distúrbio, mas agora filtrando as regiões que queimaram apenas uma vez em diferentes anos ao longo da série temporal com base no produto harmonizado de áreas queimadas.

O mesmo processo foi realizado para áreas que não apresentaram queimada e áreas que apresentaram queimada, para avaliar o impacto na biomassa, onde a perda representa a porcentagem de biomassa perdida logo após o fogo, e a recuperação representa o quanto de biomassa foi recuperado em comparação com áreas não queimadas. Todo o processo de filtragem e extração dos dados podem ser vistos na **Figura 2**.

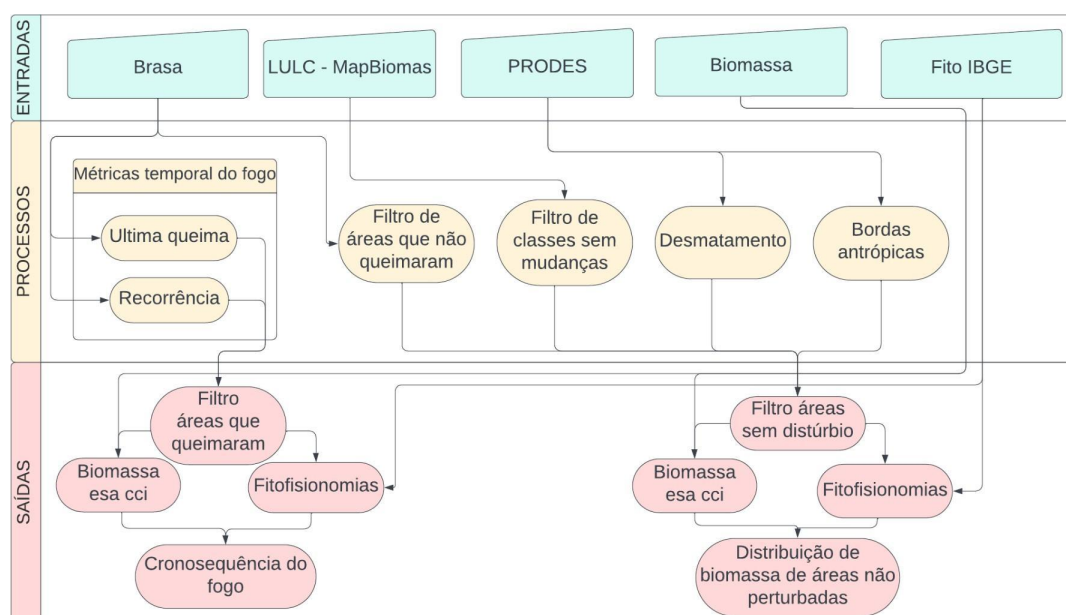


Figura 2: Fluxograma do processo de filtragem.

2.4. Curvas de crescimentos

Tendo como base os dados de biomassa acima do solo (100 m de resolução espacial), os demais dados foram filtrados para selecionar apenas aqueles que sobrepuseram-se 100% ao dado de biomassa. Com isso os valores em Mg ha^{-1} foram atribuídos a cronosequência de ocorrência de queimadas (1 a 20 anos) para modelar o crescimento florestal a partir do modelo de crescimento florestal Chapman-Richards (Richards, 1959). O modelo visa descrever o crescimento cumulativo da biomassa ao longo do tempo e é definido pela função:

$$BIO = MAX \times [1 - e^{-K.AGE(1/1 - M)}]$$

onde *BIO* é o valor de biomassa acima do solo em porcentagem, *MAX* é a assíntota, que representa o pico máximo do valor de *BIO* após o fogo. Para parametrizar o valor *MAX*, utilizamos o limiar de percentil noventa que representa 90% dos dados da amostra para o modelo definir a assíntota e para remover outliers. *AGE* representa o tempo recuperação da biomassa após a ocorrência da queimada e *K* é o parâmetro da taxa de crescimento e *M* é o deslocamento vertical. As variáveis foram ajustadas automaticamente com o melhor ajuste, baseado no fit da curva, o algoritmo prevê o melhor ajuste baseado nos mínimos quadrados não lineares.

2.5 Análises estatísticas

O teste de Kruskal-Wallis (Kruskal; Wallis, 1952) foi utilizado para comparar as medianas entre as biomassas nas distintas fisionomias florestais afetadas e não afetadas por distúrbios de fogo. Utilizamos os dados das áreas queimadas para o ano de 2017, devido a presença de queimada em todas as fitofisionomias.

O teste de Mann-Whitney (Mann & Whitney, 1947) foi utilizado para comparar se as classes do IBGE pertencem ao mesmo agrupamento, com base na análise de tendência central dos dados de biomassa das fitofisionomias agrupadas.

Toda análise estatística considerou nível de significância de 0,05.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise da distribuição de biomassa das fitofisionomias florestais não perturbadas indica que as maiores médias entre as florestas densas, encontram-se nas florestas classificadas como ombrófilas (Dse, Ds, Db e Da), seguida pela fitofisionomia das florestas estacionais (Fs, Cs, Fae e Fa) (**Figura 3**). As menores médias de biomassa, por outro lado, encontram-se

nas florestas pioneiras (Paap, Pahs, Pfh e Pfm), o que condiz com os resultados obtidos por trabalhos anteriores (Saatchi et al., 2011; Ometto et al., 2023). Os valores de mediana, média e desvio padrão podem ser observados na (Tabela 1).

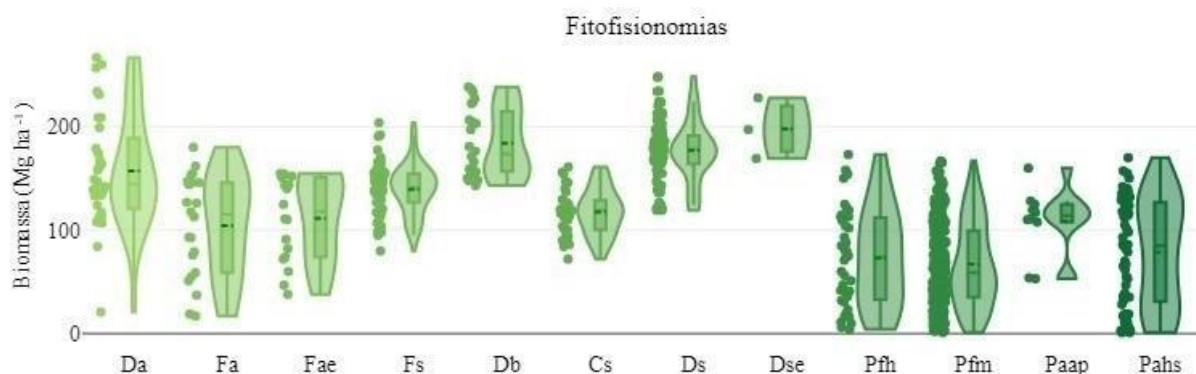


Figura 3: Distribuição da biomassa florestal de cada fitofisionomia de áreas não perturbadas.

Biomassa	Da	Fa	Fae	Fs	Db	Cs	Ds	Dse	Pfh	Pfm	Paap	Pahs
Mediana	151	100	107	136	181	114	175	196	73	66	102	75
Média	114	115	118	141	173	119	178	197	74	59	114	85
Desv	54	49	40	23.	32	22	29	29	47	41	32	51

Tabela 1. Estatística descritiva dos dados de biomassa em relação aos valores médios (Média), mediana (Mediana) e desvio padrão (Desv). Os valores da tabela estão em Mg ha⁻¹.

A partir da análise da distribuição da mediana de biomassa de cada polígono sem distúrbio, é possível observar que as fitofisionomias *Ds*, *Dse* e *Db* são as que apresentaram as menores variações, baseando-se nos valores máximo e mínimo em relação a média. Por outro lado, *Pfh*, *Phs* e *Da* apresentaram maiores diferenças entre as médias de sua respectiva fitofisionomia. Esta variação se deve principalmente ao fato de que as fitofisionomias da categoria D são de florestas ombrófilas, enquanto as fitofisionomias da categoria P são referentes às florestas primárias (Rödig et al., 2017; Saatchi et al., 2007).

O teste Mann-Whitney para as fitofisionomias (Tabela 2), indicou que a biomassa de *Paap* e *Pahs* não difere entre as áreas que sofreram e não sofreram distúrbios, assim são contidas no mesmo agrupamento (40). Enquanto, *Pfh* e *Pfm* diferiram em termos de biomassa mesmo sem sofrer distúrbio, mas quando ocorre a queima dessas fisionomias a biomassa resultante é semelhante (grupo 14).

Grupo	Sigla	Classe de vegetação	P-valor queimada 2017	P-valor intacta
14	Fa	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	0.211	0.500
14	Fae	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial com dossel emergente		
3	Ds	Floresta Ombrófila Densa Submontana	0.148	0.525
3	Dse	Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel emergente		
39	Pfh	Formação Pioneira com influência fluviomarinha herbácea	0.031	0.684
39	Pfm	Formação Pioneira com influência fluviomarinha arbórea		
40	Paap	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre arbustiva com palmeiras	0.074	0.042
40	Pahs	Formação Pioneira com influência fluvial e/ou lacustre herbácea sem palmeiras		

Tabela 2: Teste de Mann-Whitney entre as fitofisionomias que são agrupadas.

Os resultados corroboraram que o agrupamento das fitofisionomias florestais apresentam diferenças nos valores medianos de biomassa. A metodologia de agrupamento seguida pelo

IBGE segue outros fatores, como a estrutura da vegetação e fatores edafoclimáticos. Ao analisar a biomassa de florestas sem distúrbios, as médias e distribuição da biomassa diferem do agrupamento em que estão alocadas. Para as florestas degradadas pelo fogo, este comportamento também variou (**Figura 4**), como ocorreu nas fitofisionomias *Paap* e *Pahs* que perderam biomassa em uma porcentagem semelhante, mas a recuperação apresentou taxas de crescimento diferentes ao longo dos anos. Esta diferença na perda e recuperação de biomassa é importante compreender pela influência no balanço de carbono das florestas. Algumas florestas possuem elevada perda de biomassa logo após a queima, como ocorre nas fitofisionomias *Fa* e *Fae*, *Pfh* e *Pfm* que perderam mais de 50%. *Fa* e *Pfh* recuperaram em torno de 60% de biomassa, enquanto *Fae* 50% e *Pfm* apenas 40% da biomassa existente antes da queima.

Foi aplicado o teste Kruskal-Wallis para análise das medianas, do agrupamento do IBGE. Os resultados do teste de Kruskal-Wallis foram significativos para $p\text{-valor} < 0.05$ (**Tabela 3**). Isso demonstrou a ocorrência de diferenças significativas entre os valores medianos da biomassa dos agrupamentos, tanto para as áreas intactas quanto para as florestas queimadas.

Grupos	14		3		39		40	
	N	Q	N	Q	N	Q	N	Q
14	1	1	1	0,13	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
3	1	0,13	1	1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
39	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1	1	<0.05	1
40	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1	1	1

Tabela 3: Resultado do teste Dunn entre os agrupamentos das fitofisionomias. Com base nos valores de biomassa sem perturbação (N) e nas áreas queimadas (Q).

A **Figura 4** representa a cronossequência das fitofisionomias degradadas pelo fogo, indicando a porcentagem de biomassa perdida logo após o evento do fogo, e a recuperação ao longo dos 20 anos analisados. Fitofisionomias como *Fa* e *Fae* (**Figura 4-b**), *Ds* e *Dse* (**Figura 4-f**) apresentaram comportamentos semelhantes de perda e recuperação de biomassa, enquanto *Pfh* e *Pfm* (**Figura 4-g**) demonstraram comportamentos de perdas e ganhos de biomassa distintos. *Paap* e *Pahs* apresentaram perdas semelhantes, mas as taxas de recuperação foram diferentes (**Figura 4-h**).

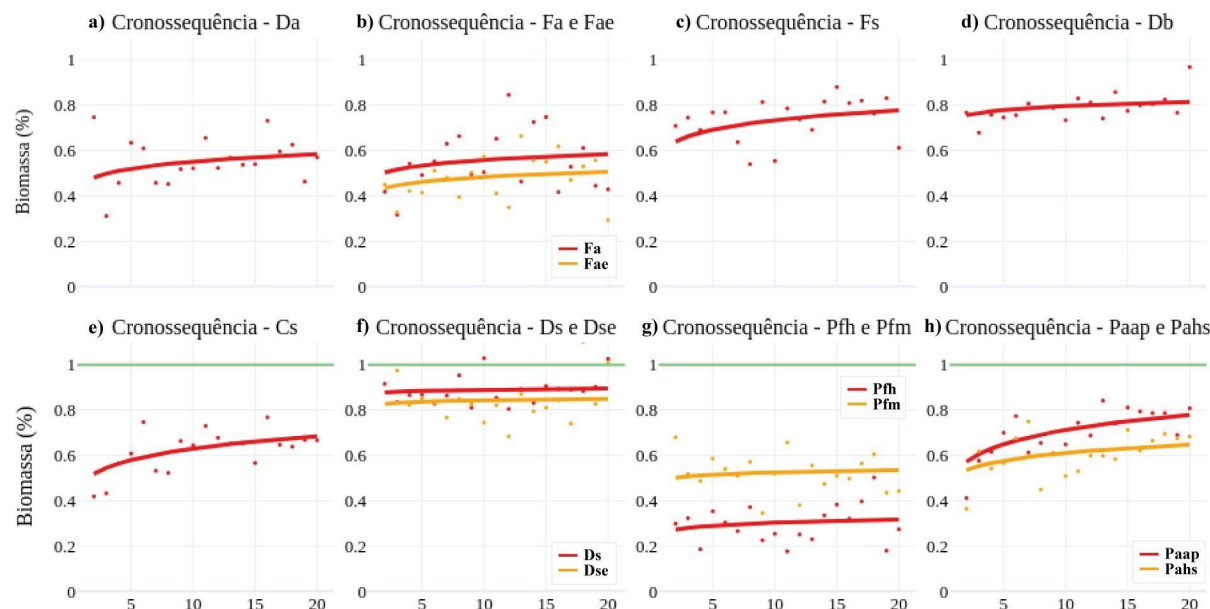


Figura 4: Curva de crescimento florestal após queimada, com modelo de Chapman-Richard.



Biomassa (%)	Da	Fa	Fae	Fs	Db	Cs	Ds	Dse	Pfh	Pfm	Paap	Phs
Perda	50	50	59	38	21	45	5	19	50	72	41	45
Recuperação	60	60	50	80	80	70	95	85	55	30	80	60

Tabela 4: perdas e recuperações de biomassa após o fogo.

Análise dos dados da (**Tabela 4**) revela variações nas perdas e recuperação de biomassa em diferentes tipos de floresta ao longo de 20 anos, após a ocorrência de incêndios, em comparação com florestas não queimadas. As florestas ombrófilas apresentaram perdas de biomassa variando entre 5% e 50%, com recuperação estimada entre 60% e 95%. Em contrapartida, as florestas estacionais registraram perdas entre 38% e 59%, com recuperação de 50% a 70%. Já as florestas primárias sofreram perdas de biomassa entre 41% e 72%, alcançando uma recuperação entre 30% e 80%.

Trabalhos como o de (Silva et al., 2020), que quantificou os padrões de emissão de CO₂ e os valores de biomassa para quatro áreas de florestas queimadas na Amazônia, apresentou uma relação semelhante à recuperação de biomassa após intervalo de tempo similar. (Silva et al., 2018), também avaliaram os efeitos a longo prazo do fogo em 64 parcelas na Amazônia, a mortalidade, o recrutamento e a taxa de crescimento das florestas, onde os autores encontraram resultados de crescimento semelhantes ao desta análise.

O modelo Chapman-Richards é usado para estimar o acúmulo de biomassa em florestas na Amazônia brasileira ao longo do tempo, demonstrando que o modelo é utilizado para estimar, e distinguir, trajetórias de crescimento florestal em função de diferentes fatores condicionantes com o fogo (Heinrich et al., 2021; Poorter et al. 2018). O modelo também é utilizado para crescimento e a recuperação de biomassa em florestas tropicais (Poorter et al., 2020). Na presente avaliação, não foi possível realizar a validação em campo, no entanto, para trabalhos futuros a validação com dados de campo é importante para diminuir as incertezas e validar os dados de sensoriamento remoto.

As incertezas deste estudo derivam principalmente da utilização de dados de biomassa obtidos por sensoriamento remoto, que não incluem medições de campo nas áreas analisadas. Além de, a amostragem dos pixels ser outra fonte de incerteza, trabalhamos com áreas heterogêneas focando em florestas primárias sem distúrbio e com distúrbio de fogo. Como ilustrado na (**Figura 1**), algumas fitofisionomias, como a Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, possuem áreas menores em comparação com fitofisionomias de maior extensão, como a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, resultando em menos pixels disponíveis para calcular o valor médio. Além disso, a filtragem é limitada a degradações ocorridas ao longo de um período de 20 anos.

4. CONCLUSÕES

Este estudo destacou a importância de quantificar e compreender a degradação florestal causada pelo fogo no estado do Maranhão, especialmente nas fitofisionomias florestais classificadas pelo IBGE. Nossos resultados indicam que diferentes tipos de florestas apresentam padrões distintos de perda e recuperação de biomassa após incêndios. As florestas ombrófilas mostraram menor variação na biomassa, enquanto as florestas pioneiras apresentaram maiores diferenças. Além disso, as análises estatísticas confirmaram que as medianas de biomassa variam significativamente entre as fitofisionomias, sugerindo que a classificação atual pode não refletir completamente as dinâmicas de biomassa.

As fitofisionomias apresentaram diferentes comportamentos na recuperação de biomassa, influenciando o balanço de carbono e a dinâmica dos ecossistemas florestais. Portanto, uma avaliação detalhada e contínua dessas florestas é essencial para apoiar as estratégias de mitigação das mudanças climáticas, como o REDD+ e os compromissos assumidos pelo Brasil no Acordo de Paris.



5. AGRADECIMENTOS

Para: IPAM/BSB (processo n.º 06.2023.98780), FAPESP (processo n.º 2020/16457-3, 2022/06158-4.), FAPEMA (n.º CACD 02989/20) CNPq (processo n.º 409531/2021-9 e 314473/2020-3). Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e BeZero Carbon.

6. REFERÊNCIAS

ARAGÃO, L. E. O. C. et al. **21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions**. *Nature Communications*, v. 9, n. 1, p. 536, 13 fev. 2018.

CORREA, J.; VAN DER HOFF, R.; RAJÃO, R. **Amazon Fund 10 Years Later: Lessons from the World's Largest REDD+ Program**. *Forests*, v. 10, n. 3, p. 272, mar. 2019.

FEARNSIDE, P. M. **Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences**. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005.

GATTI, L. V. et al. **Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change**. *Nature*, v. 595, n. 7867, p. 388–393, 15 jul. 2021.

HEINRICH, V. H. A. et al. **Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change**. *Nature Communications*, v. 12, n. 1, p. 1–11, 2021.

IBGE. (2012). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

INPE. **PRODES — Coordenação-Geral de Observação da Terra**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>. Acesso em: 14 jun. 2024.

KRUSKAL, WILLIAM H., AND W. ALLEN WALLIS. **Use of ranks in one-criterion variance analysis**. *Journal of the American Statistical Association* 47.260 (1952): 583–621.

LAPOLA, D. M. et al. **The drivers and impacts of Amazon forest degradation**. *Science*, v.379, n. 6630, p. eabp8622, 27 jan. 2023.

LAURANCE, W. F. et al. **Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation**. *Conservation Biology*, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LEÃO, H., SILVA-JUNIOR, C. H. L., & ANDERSON, L. O. (2023b). **Temporal Fire Metrics (For Burned Area) in GEE API Python (1.0)**.

LIMA, M. A. et al. **Renewable energy in reducing greenhouse gas emissions: Reaching the goals of the Paris agreement in Brazil**. *Environmental Development*, v. 33, p. 100504, 1 mar. 2020.

MANN, H. B., AND D. R. WHITNEY. **On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other**. *The Annals of Mathematical Statistics* 18.1 (1947): 50–60.

MONTIBELLER, B. et al. **Increasing fragmentation of forest cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017**. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 5803, 2 abr. 2020.

MORALES-BARQUERO, L. et al. **Operationalizing the Definition of Forest Degradation for REDD+, with Application to Mexico**. *Forests*, v. 5, n. 7, p. 1653–1681, jul. 2014.

OMETTO, J. P. et al. **A biomass map of the Brazilian Amazon from multisource remote sensing**. *Scientific Data*, v. 10, n. 1, p. 668, 30 set. 2023.



POORTER, H. et al. **Biomass resilience of Neotropical secondary forests**. Nature, v. 562, n. 7726, p. 618-621, 2018.

POORTER, H. et al. **Multidimensional tropical forest recovery**. Nature Communications, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2020.

RICHARDS, F. J. **A Flexible Growth Function for Empirical Use**. Journal of Experimental Botany, v. 10, n. 2, p. 290–301, 1 jun. 1959.

RÖDIG, E. et al. **Spatial heterogeneity of biomass and forest structure of the Amazon rain forest: Linking remote sensing, forest modelling and field inventory**. Global Ecology and Biogeography, v. 26, n. 11, p. 1292–1302, nov. 2017.

SAATCHI, S. S. et al. **Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin**. Global Change Biology, v. 13, n. 4, p. 816–837, 2007.

SAATCHI, S. S. et al. **Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents**. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 14 jun. 2011.

SANTORO, M.; CARTUS, O. **ESA Biomass Climate Change Initiative (Biomass_cci): Global datasets of forest above-ground biomass for the years 2010, 2017, 2018, 2019 and 2020, v4**.

SILVA, C. V. J. et al. **Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics**. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 373, n. 1760, p. 20180043, 19 nov. 2018.

SILVA, C. V. J. et al. **Estimating the multi-decadal carbon deficit of burned Amazonian forests**. Environmental Research Letters, v. 15, n. 11, p. 114023, 1 nov. 2020.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. **Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda**. Nature Geoscience, v. 14, n. 9, p. 634–635, set. 2021.