UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
CAMPUS PROFESSORA CINOBELINA ELVAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS

CARLOS AUGUSTO ZANGRANDO TONELI

MODELO DIGITAL PARA ESTIMATIVA DA BIOMASSA AÉREA FLORESTAL

Bom Jesus – PI
2026

CARLOS AUGUSTO ZANGRANDO TONELI

MODELO DIGITAL PARA ESTIMATIVA DA BIOMASSA AÉREA FLORESTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias - PPGCA, Campus Professora Cinobelina Elvas - CPCE, da Universidade Federal do Piauí - UFPI, na área de concentração Produção Vegetal, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Agrárias.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Ferraz Filho

Bom Jesus – PI

2026

FICHA CATALOGRÁFICA
Universidade Federal do Piauí
Biblioteca Setorial Campus Professora Cinobelina Elvas
Setor de Processamento Técnico

T664m Toneli, Carlos Augusto Zangrando.
Modelo digital para estimativa da biomassa aérea florestal / Carlos Augusto Zangrando Toneli. -- 2026.
132 f.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Piauí. Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Bom Jesus, Piauí, 2026.
"Orientador: Prof. Dr. Antônio Carlos Ferraz Filho".

1. Ciências agrárias. 2. Inventário florestal. 3. Sensoriamento remoto. I. Ferraz Filho, Antônio Carlos. II. Título.

CDD 630

Bibliotecária: Nayra Fontinele Feijão – CRB3/1249

CARLOS AUGUSTO ZANGRANDO TONELI

MODELO DIGITAL PARA ESTIMATIVA DA BIOMASSA AÉREA FLORESTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias - PPGCA, do Campus Professora Cinobelina Elvas - CPCE, da Universidade Federal do Piauí - UFPI, como requisito à obtenção do título de Doutor em Ciências Agrárias.
Área de concentração: Ciências Agrárias.
Linha de Pesquisa: Produção Vegetal.
Orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Ferraz Filho.

Aprovada em: 27 de fevereiro de 2026.

BANCA EXAMINADORA

gov.br Documento assinado digitalmente
ANTONIO CARLOS FERRAZ FILHO
Data: 13/04/2026 08:44:18-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Antonio Carlos F. Filho (UFPI)
Orientador

gov.br Documento assinado digitalmente
ANDRESSA RIBEIRO
Data: 10/04/2026 18:20:58-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profa. Dra. Andressa Ribeiro (UFPI)
Examinadora Interna ao Programa

gov.br Documento assinado digitalmente
ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI
Data: 13/04/2026 11:25:30-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Eraldo Matricardi (UNB)
Examinador Externo ao Programa

gov.br Documento assinado digitalmente
LUCAS DEL BIANCO FARIA
Data: 13/04/2026 09:18:31-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Lucas Del Bianco Faria (UFLA)
Examinador Externo ao Programa

gov.br Documento assinado digitalmente
FAUSTO WEIMAR ACERBI JUNIOR
Data: 11/04/2026 15:27:27-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Fausto Weimar Acerbi Junior (UFLA)
Examinador Externo ao Programa

Aos meus pais, com amor e gratidão

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Chegar até aqui foi uma jornada cheia de desafios, descobertas e conquistas. Como toda boa caminhada, não foi feita sozinho. Quero agradecer, antes de tudo, aos meus professores orientadores, que me guiaram com paciência, sabedoria e confiança. Cada conselho, cada crítica construtiva e cada incentivo foram fundamentais para que eu pudesse acender sempre um pouco mais.

Agradeço também às pessoas do Serviço Florestal Brasileiro, que conduziram o Inventário Florestal Nacional e abriram caminhos para que este trabalho pudesse se realizar. Vocês mostraram que ciência e dedicação andam de mãos dadas. Agradeço aos professores e servidores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias de Bom Jesus, da Universidade Federal do Piauí, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Piauí (FAPEPI) e CAPES, pela concessão da bolsa de estudos, destacando a importância do sistema público de ensino e pesquisa para a formação de recursos humanos e o desenvolvimento científico no Brasil.

Toda minha gratidão aos meus pais, que me deram tudo: o apoio incondicional e a força para seguir em frente mesmo nos dias mais difíceis. Este título é tão deles quanto meu. E, claro, às pessoas que estiveram comigo nessa trajetória, entre amigos, parceiros de pesquisa e companheiros de vida. Cada troca de experiência foi condutor para que eu chegasse até aqui. Este trabalho é fruto de uma rede de dedicações à ciência e de esperança também. Que ele possa, de alguma forma, retribuir tudo o que recebi e a inspirar novas jornadas também. O principal benefício desta tese é contribuir para transformar dados científicos em conhecimento aplicado, permitindo compreender melhor quanto carbono está armazenado nas florestas brasileiras e apoiando decisões mais informadas para a conservação e o enfrentamento das mudanças climáticas.

Ka’aguy ha mymba kuéra ñande jararã

“A floresta e os animais são nossos guardiões.”

Tupis e Guaranis.

RESUMO

O monitoramento da biomassa acima do solo (AGB) é fundamental para aprimorar estimativas de carbono, orientar políticas de mitigação climática e fortalecer estratégias de conservação dos recursos naturais. No Brasil, a elevada heterogeneidade vegetal e a variação climática entre biomas impõem desafios significativos à modelagem da biomassa florestal. No Capítulo1 é apresentada a revisão geral sobre o assunto. No Capítulo 2, foi realizada a avaliação da acurácia do mapeamento de florestas naturais no bioma Cerrado em 2021, utilizando 5.243 amostras de validação obtidas via *Collect Earth Online* (CEO/FAO) e parcelas do Inventário Florestal Nacional (IFN). Os resultados evidenciaram que a classe Florestas Naturais apresenta acurácia moderada a alta, entre 66–70% (CEO/FAO) e 81–84% (IFN). Entretanto, observou-se elevada inconsistência na classe Outras Terras Arborizadas, com erros entre 33–42% (CEO/FAO) e 14–53% (IFN), refletindo dificuldades em representar formações abertas com árvores isoladas. No Capítulo 3 foi desenvolvido um método baseado na altura do dossel para estimar biomassa total acima e abaixo do solo com uma resolução de pixels de 10 m para todo o Cerrado. As estimativas obtidas com o modelo linear demonstraram forte alinhamento com valores reportados na literatura para savanas e florestas. As maiores incertezas entre altura e biomassa ocorreram em áreas de arbustos, devido à baixa continuidade estrutural do dossel. Foram gerados mapas de estimativa para biomassa aérea, biomassa subterrânea das raízes, serrapilheira, necromassa e biomassa total, constituindo o primeiro produto espacialmente explícito de 10 m para todo o Cerrado com essa abordagem. No Capítulo 4 foi realizada a modelagem estatística da AGB avaliando três tipos de altura do dossel (1, 10 e 30 m) e gradientes ambientais (precipitação e temperatura), utilizando 6.070 parcelas de campo do IFN distribuídas por cinco biomas. Entre os modelos avaliados, a função de Gompertz apresentou melhor desempenho, com altura do dossel de 10 m de pixel, explicando da variação de AGB ($R^2 = 0,72$), com erro médio de 43,9 Mg ha^{-1} e valor máximo de 385,70 Mg ha^{-1}. A inclusão de variáveis ambientais nos parâmetros do modelo aprimorou o comportamento assintótico e a curvatura, refletindo respostas não lineares da vegetação aos gradientes climáticos, melhorando assim a modelagem da biomassa, resultando em estimativas escaláveis e ecologicamente consistentes no Brasil. Este estudo demonstra que a integração entre dados de campo do IFN, imagens de altura do dossel por sensoriamento remoto e modelagem não linear constitui uma abordagem robusta e escalável para estimar a biomassa acima do solo em escala nacional no Brasil.

Palavras-chave: Altura do dossel, Biomas tropicais, Biomassa aérea, Inventário Florestal Nacional, Modelagem não linear, Sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Monitoring aboveground biomass (AGB) is essential to improve carbon estimates, support climate-mitigation policies, and strengthen natural-resource conservation strategies. In Brazil, the high vegetation heterogeneity and climatic variability among biomes impose significant challenges for forest biomass modeling. Chapter 1 presents a general review of the subject. In Chapter 2, the accuracy of natural-forest mapping in the Cerrado biome in 2021 was assessed using 5,243 validation samples obtained through Collect Earth Online (CEO/FAO) and plots from the National Forest Inventory (IFN). The results showed that the Natural Forests class exhibited moderate to high accuracy, ranging from 66–70% (CEO/FAO) to 81–84% (IFN). However, high inconsistency was observed in the Other Wooded Land class, with errors between 33–42% (CEO/FAO) and 14–53% (IFN), reflecting difficulties in representing open formations with scattered trees. In Chapter 3, a canopy-height-based method was developed to estimate total above- and below-ground biomass at 10 m pixel resolution across the entire Cerrado. The resulting estimates showed strong agreement with values reported in the literature for savannas and forests. The highest uncertainties between height and biomass occurred in shrub-dominated areas due to low canopy structural continuity. Spatially explicit maps were generated for aboveground biomass, belowground root biomass, litter, necromass, and total biomass, constituting the first 10 m resolution product for the entire Cerrado using this approach. In Chapter 4, statistical modeling of aboveground biomass was performed by evaluating three canopy-height datasets (1, 10, and 30 m) and environmental gradients (precipitation and temperature), using data from 6,070 IFN plots distributed across five Brazilian biomes. Among the evaluated models, the Gompertz function showed the best performance, with 10 m canopy height explaining of the AGB variation (R^2 = 0,72), a mean error of 43.9 Mg ha^{-1}, and a maximum estimated value of 385.70 Mg ha^{-1}. Incorporating environmental variables into the model parameters improved the asymptotic behavior and curvature, reflecting non-linear vegetation responses to climatic gradients and enhancing biomass modeling, resulting in scalable and ecologically consistent estimates across Brazil. This study demonstrates that the integration of IFN field data, remotely sensed canopy height imagery, and nonlinear modeling constitutes a robust and scalable approach for estimating aboveground biomass at the national scale in Brazil.

Keywords: Canopy height, Biomes, Aboveground biomass, National Forest Inventory, Nonlinear modeling, Remote sensing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Formações de Campo, Cerrado e Florestas ou Mata mesófilas..... 34

Figura 2 - Classificação de uso e cobertura da vegetação empregada no estudo, com esquema metodológico de validação do mapeamento das Florestas Naturais do SFB no Cerrado..... 35

Figura 3 - Área de estudo das Florestas Naturais do bioma Cerrado (SFB) para o ano de 2021..... 37

Figura 4 - Amostras obtidas por sensoriamento remoto na plataforma do CEO..... 40

Figura 5 - Amostras obtidas do ponto central das unidades amostrais de campo do IFN..... 41

Figura 6 - Fluxograma da metodologia utilizada para estimar a biomassa florestal no bioma Cerrado estudado..... 55

Figura 7 - Área de estudo com dois conjuntos de amostras sobre biomassa acima do solo no Cerrado..... 56

Figura 8 - Distribuição do número total de artigos na revisão sistemática por tipos de fitofisionomias..... 64

Figura 9 - Comparação entre os valores médios estimados de biomassa acima do solo citados em artigos científicos e a estimativa de biomassa usando o modelo de altura do dossel desenvolvido..... 67

Figura 10 - Distribuição de parcelas amostradas com valores de biomassa acima do solo estimados pelo modelo de altura do dossel sobrepondo-se aos valores de biomassa acima do solo obtidos na revisão sistemática de artigos científicos; e distribuição de resíduos entre a biomassa acima do solo relatada e estimada em Mg ha^{-1}..... 67

Figura 11 - Comparações de biomassa nas formações vegetais de Floresta, Savana e Vegetação Arbustiva, considerando os valores médios da biomassa aérea do fragmento, alturas médias do dossel e os respectivos valores estimados pelo modelo de altura do dossel..... 68

Figura 12 - Estimativa de biomassa total incluindo compartimentos aéreos, necromassa, serapilheira e raízes em todas as ecorregiões do bioma Cerrado no Brasil..... 71

Figura 13 - Fluxograma da metodologia para ajustes das estimativas de biomassa acima do solo nas áreas de vegetação nativa do Brasil..... 80

Figura 14 - Área de estudo com limites dos biomas e da distribuição das unidades amostrais..... 82
Figura 15 - Área de abrangência de 7 hectares das unidades amostral do IFN, e arranjo amostral composto por 4 subunidades com medições das alturas totais das árvores maior ou igual a 10 cm de DAP..... 83
Figura 16 - Sobreposições das 4 subunidades das unidades amostrais do IFN com a área da amostra de sensoriamento remoto coincidente no ponto central..... 85
Figura 17 - Comparação entre as três fontes de alturas médias estimadas e as alturas médias observadas no IFN..... 97
Figura 18 - Distribuição dos valores de altura do IFN com as três fontes de altura de dossel.. 97
Figura 19 - Histograma de densidade das observações da altura das árvores medidas no IFN com as três fontes de altura de dossel por sensoriamento remoto..... 98
Figura 20 - Dispersão dos dados observados do IFN com as estimativas do modelo Gompertz simples ajustados por biomas com a inclusão de variáveis ambientais..... 102
Figura 21 - Resíduos do modelo Gompertz com covariáveis ambientais; do modelo generalizado de Gompertz com covariáveis ambientais e modelagem da variância com varPower; e histograma de frequência dos resíduos do modelo generalizado de Gompertz com covariáveis ambientais e correção da variância varPower..... 104
Figura 22 - Comparativo dos resíduos entre os biomas e resíduos do modelo geral com todos os biomas ajustados conjuntamente..... 107
Figura 23 - Mapas das variáveis independentes, altura de dossel, precipitação média anual, temperatura média anual, e estimativas do erro médio da biomassa e valor da biomassa acima do solo..... 108

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Matriz de confusão das amostras do CEO com as classes de mapeamento empregadas pelo SFB com os indicadores de acurácias do Produtor e do Usuário e seus intervalos de confiança (IC)..... 44

Tabela 2 - Matriz de confusão das amostras de campo do IFN com as classes de mapeamento do SFB com os indicadores de acurácias do Produtor e do Usuário e seus intervalos de confiança (IC)..... 45

Tabela 3 - Definição das classificações das estruturas aplicadas para Campo, Savana e Floresta..... 60

Tabela 4 - Valores dos principais compartimentos de biomassa acima do solo (AGB), abaixo do solo (BGB), necromassa e serrapilheira em estruturas por fitofisionomia no bioma Cerrado, para Arbustos, Savana e Floresta..... 62

Tabela 5 - Estatísticas descritivas dos valores de biomassa acima do solo para diferentes fitofisionomias ocorrentes no bioma Cerrado brasileiro conforme relatado nos artigos durante a revisão sistemática..... 65

Tabela 6 - Fatores de expansão (proporção) dos compartimentos de biomassa em relação à biomassa aérea total por tipo de vegetação..... 70

Tabela 7 - Modelos avaliados para estimativa de biomassa acima do solo em 6.077 unidades amostrais do IFN com a variável altura média de dossel (H)..... 88

Tabela 8 - Métricas estatísticas utilizadas para seleção do melhor modelo para estimativa da biomassa acima do solo em unidades amostrais do IFN..... 89

Tabela 9 - Estratégias de parametrização ambiental testadas nos parâmetros do modelo de Gompertz para estimativa da biomassa acima do solo..... 91

Tabela 10 - Comparação das análises descritivas dos valores de altura média de dossel das unidades amostrais entre fontes das alturas analisadas..... 95

Tabela 11 - Proporção das 6.077 unidades amostrais do IFN coincidindo com 5.672 observações completas entre as 3 fontes..... 96

Tabela 12 - Métricas estatísticas de comparação das fontes de alturas de dossel..... 96

Tabela 13 - Comparação entre as médias, desvios padrões, coeficientes de variação (CV%) e erro (RMSE) em metros, por faixas de altura..... 99

Tabela 14 - Critérios estatísticos de seleção dos modelos biométricos com base em amostras de validação..... 100

Tabela 15 - Interpretação ecológica dos parâmetros de escala do modelo Gompertz generalizado com modulação ambiental para estimativa de biomassa acima do solo..... 101
Tabela 16 - Comparação da modelagem com covariáveis de clima (temperatura e precipitação)..... 102
Tabela 17 - Coeficientes generalizados de Gompertz com covariáveis ambientais..... 104
Tabela 18 - Valores estimados de altura de dossel médio (m), precipitação média anual (mm), temperatura média anual (°C), biomassa média acima do solo (Mg ha-1) e erro médio (Mg ha-1), seguidos abaixo com os respectivos desvios padrão de cada variável para toda a área dos respectivos biomas..... 105

LISTA DE ABREVIATURAS

AGB	Aboveground Biomass (Biomassa Acima do Solo)
BGB	Belowground Biomass (Biomassa Abaixo do Solo)
CEO	Collect Earth Online
CPCE	Campus Professora Cinobelina Elvas
CV	Coeficiente de Variação
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FRA	Forest Resources Assessment
GEDI	Global Ecosystem Dynamics Investigation
GEE	Gases de Efeito Estufa
GNLS	Generalized Nonlinear Least Squares
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Intervalo de Confiança
IFN	Inventário Florestal Nacional
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LiDAR	Light Detection and Ranging
LULUCF	Land Use, Land-Use Change and Forestry
MAE	Mean Absolute Error
NDC	Nationally Determined Contribution
PRODES	Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia
RMSE	Root Mean Square Error
RSS	Remote Sensing Survey
SAR	Synthetic Aperture Radar
SFB	Serviço Florestal Brasileiro
SNIF	Sistema Nacional de Informações Florestais
UFPI	Universidade Federal do Piauí

LISTA DE SÍMBOLOS

AGB	Biomassa acima do solo (Mg ha^{-1})
BGB	Biomassa abaixo do solo (Mg ha^{-1})
H	Altura média do dossel (m)
P	Precipitação média anual (mm)
T	Temperatura média anual (°C)
b_0	Parâmetro assintótico do modelo de Gompertz
b_1	Parâmetro de escala do modelo
b_2	Parâmetro de taxa de crescimento do modelo
ε_i	Erro aleatório associado à observação i
δ	Parâmetro da função de variância (varPower)
r	Coeficiente de correlação linear
m	Metro
ha	Hectare
Mg	Megagrama

SUMÁRIO

1	**INTRODUÇÃO GERAL**	**18**
2	**ESTRATÉGIA EXPERIMENTAL**	**20**
3	**CAPÍTULO 1: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**	**21**
3.1	**Sensoriamento remoto aplicado ao monitoramento florestal**	**21**
3.2	**Estrutura da vegetação, altura do dossel e biomassa**	**22**
3.3	**Influência de fatores climáticos na estrutura e biomassa da vegetação**	**22**
3.4	**Modelagem Não Linear e Generalizada (*gnls*)**	**23**
3.5	**Integração dos capítulos da tese (visão conceitual)**	**24**
	REFERÊNCIAS	**25**
4	**CAPÍTULO 2: AVALIAÇÃO DA ACURÁCIA DO MAPEAMENTO DA COBERTURA DE FLORESTAS NATIVAS NO BIOMA CERRADO**	**30**
	RESUMO	**30**
4.1	**Introdução**	**31**
4.2	**Material e Métodos**	**33**
4.2.1	Base de dados para a validação do mapeamento do bioma Cerrado	36
4.2.2	Amostras da acurácia do Mapeamento de Florestas Naturais no Cerrado	39
4.2.3	Análise estatística e determinação das acurácias	42
4.3	**Resultados**	**43**
4.3.1	Acurácia do mapeamento com amostras CEO/FAO	43
4.3.2	Acurácia do mapeamento com amostras do IFN	44
4.4	**Discussão**	**45**
4.5	**Conclusão**	**47**
	REFERÊNCIAS	**48**
5	**CAPÍTULO 3: ESTIMATIVA DE BIOMASSA AÉREA NO BIOMA CERRADO USANDO DADOS DE ALTURA DO DOSSEL**	**52**
	RESUMO	**52**
5.1	**Introdução**	**52**
5.2	**Material e Métodos**	**54**
5.2.1	Fluxograma da metodologia e área de estudo	54
5.2.2	Amostras de biomassa de estudos publicados	57

5.2.3 Valores de altura do dossel para o bioma Cerrado..... 58
5.2.4 Caracterização das diferentes fitofisionomias do Cerrado..... 58
5.2.5 Implementação do Modelo Alométrico de biomassa aérea..... 59
5.2.6 Validação dos valores estimados de biomassa acima do solo..... 60
5.2.7 Proporções da biomassa florestal em relação à biomassa acima do solo (AGB)..... 61
5.3 Resultados..... 63
5.3.1 Revisão sistemática de biomassa..... 63
5.3.2 Estimativa de biomassa acima do solo na revisão sistemática e o uso do modelo de altura do dossel..... 63
5.3.3 Avaliação da biomassa aérea em diferentes fitofisionomias..... 68
5.3.4 Avaliação da biomassa total..... 69
5.4 Discussão..... 71
5.5 Conclusão..... 73
REFERÊNCIAS..... 74
6 CAPÍTULO 4: INTEGRAÇÃO DA ALTURA DO DOSSEL E DE GRADIENTES AMBIENTAIS PARA A ESTIMATIVA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO NO BRASIL..... 77
RESUMO..... 77
6.1 Introdução..... 78
6.2 Material e Métodos..... 80
6.2.1 Unidades amostrais do Inventário Florestal Nacional - IFN..... 81
6.2.2 Estimativa da biomassa acima do solo empregando equações alométricas..... 81
6.2.3 Altura média de árvores e altura média de dossel..... 83
6.2.4 Variáveis ambientais - temperatura e precipitação..... 85
6.2.5 Análises estatísticas..... 86
6.2.5.1 Comparação e avaliação das fontes de altura de dossel por sensoriamento remoto..... 86
6.2.5.2 Ajuste de modelos não lineares para a estimativa de biomassa acima do solo..... 88
6.2.5.3 Seleção e incorporação das variáveis ambientais no modelo não linear..... 90
6.2.5.4 Modelagem da variância residual..... 91
6.2.5.5 Teste de equivalência do modelo..... 93
6.3 Resultados..... 93
6.3.1 Estimativa da biomassa acima do solo nas unidades amostrais do IFN..... 93
6.3.2 Análise exploratória das variáveis empregadas na estimativa da biomassa..... 94

6.3.3 Comparação das fontes de alturas de dossel com amostras de campo do IFN..... 95
6.3.4 Seleção de modelo não linear para a estimativa de biomassa acima do solo..... 99
6.3.5 Inclusão das covariáveis ambientais no modelo de Gompertz..... 100
6.3.6 Modelagem da variância residual..... 103
6.3.7 Teste de equivalência do modelo *gnls*..... 106
6.3.8 Mapas das variáveis ambientais, estimativas do valor médio da biomassa e do erro... 107
6.4 Discussão..... 111
6.5 Conclusão..... 114
REFERÊNCIAS..... 115
7 LIMITAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS..... 120
7.1 Limitações do Capítulo 2 – Mapeamento da vegetação natural..... 120
7.2 Limitações do Capítulo 3 - Estimativa de biomassa com altura do dossel..... 120
7.3 Limitações do Capítulo 4 - Modelagem..... 120
7.4 Perspectivas futuras..... 121
APÊNDICES..... 123

1 INTRODUÇÃO GERAL

As atividades humanas, principalmente por meio das emissões de gases de efeito estufa, causaram inequivocamente o aquecimento global, com a temperatura da superfície global atingindo 1,1°C acima dos níveis de 1850-1900 no período de 2011 a 2020 (IPCC, 2023). O inevitável aquecimento global até o final do século terá efeitos em todas as dimensões da vida no planeta, especialmente em ecossistemas mais vulneráveis. A projeção da temperatura global para 2100 depende criticamente do cenário de emissões de gases de efeito estufa (GEE) que a humanidade seguirá nas próximas décadas.

As projeções atualizadas das Contribuições Nacionalmente Determinadas (sigla em inglês: NDCs) de 113 países membros indicam que as emissões globais provenientes de mudanças e uso da terra em 2035 serão responsáveis por 65% das emissões globais, mesmo estando comprometidos com 17% de redução dos gases de efeito estufa em relação aos níveis de 2019 (UNFCCC, 2025). Destaca se a importância contínua dos setores de uso da terra nos compromissos climáticos e a quantificação precisa da biomassa vegetal como um dos pilares científicos essenciais para compreender o ciclo global do carbono, a fim de monitorar os impactos das mudanças climáticas e orientar políticas públicas de conservação e gestão ambiental (Juckes *et al.*, 2025).

Nos ecossistemas tropicais, particularmente na América do Sul, concentram-se os maiores estoques de carbono terrestre do planeta, mas também as maiores incertezas associadas a sua estrutura, dinâmica e resposta às pressões climáticas e antrópicas (Hubau *et al.*, 2020). A complexidade estrutural das vegetações tropicais, incluindo florestas, savanas e arbustos, exige o uso de ferramentas avançadas de sensoriamento remoto e modelagem ecológica para capturar padrões de variação espacial em larga escala (Hansen *et al.*, 2013; Dubayah *et al.*, 2020). No Brasil, essa complexidade é evidente entre os biomas, cujo mosaico de fitofisionomias apresenta heterogeneidade extrema em altura do dossel, densidade de indivíduos e continuidade estrutural (Zimbres *et al.*, 2020).

A variabilidade estrutural tem implicações diretas na estimativa de biomassa acima do solo (sigla em inglês: AGB), que é fortemente determinada por variáveis funcionais como a altura do dossel, reconhecida como o preditor consistente de biomassa em florestas tropicais e savanas (Chave *et al.*, 2014). Entretanto, fatores climáticos, destacadamente a disponibilidade hídrica e a temperatura, modulam fortemente a estrutura da vegetação, resultando em respostas não lineares e limiares ecológicos entre formações abertas e fechadas (Sankaran *et al.*, 2005; Staver; Archibald; Levin, 2011).

Nesse contexto, três desafios centrais motivaram o presente trabalho: 1) avaliar a acurácia dos mapeamentos oficiais de uso e cobertura da terra, pois estimativas de emissões e remoções de carbono somente são robustas quando as classes cartográficas são compatíveis com as observações de campo (Saah *et al.*, 2019). 2) Desenvolver métodos robustos de estimativa de biomassa baseados em altura do dossel, fundamentados em equações alométricas e produtos ópticos e LIDAR (Lang *et al.*, 2023; Nunes *et al.*, 2023). 3) Integrar fatores ambientais a modelos não lineares, representando respostas fisiológicas e ecológicas da vegetação tropical a gradientes de precipitação e temperatura (Malhi, 2012; Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019).

Os capítulos desta tese buscam responder diretamente às principais perguntas científicas seguintes. O Capítulo 2, qual é a acurácia do mapeamento de vegetação natural utilizado pelo Serviço Florestal Brasileiro para representar a cobertura de florestas naturais e outras terras arborizadas no bioma Cerrado? Essa avaliação é essencial para garantir estimativas consistentes com as diretrizes de uso da terra, mudança de uso da terra e florestas (*Land Use, Land-Use Change and Forestry – LULUCF*) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*). O Capítulo 3, como a altura do dossel derivada de sensoriamento remoto pode ser utilizada para estimar a biomassa acima do solo e a biomassa total? Para isso, foi utilizada uma equação alométrica baseada em revisão da literatura científica, aplicada ao produto de altura do dossel com resolução espacial de 10 m para estimar a biomassa acima e abaixo do solo. O Capítulo 4, como a incorporação de gradientes ambientais em modelos não lineares baseados na altura do dossel influencia a estimativa da biomassa acima do solo em escala nacional? Para isso, o produto de altura do dossel mais consistente foi integrado a variáveis climáticas em modelos não lineares com modelagem explícita da variância do erro, resultando em um modelo climático-estrutural robusto, escalável e ecologicamente consistente para o Brasil.

Como contribuição científica, esta tese propõe um arcabouço integrado que combina dados do Inventário Florestal Nacional e produtos de sensoriamento remoto para aprimorar a estimativa da biomassa e do carbono nos ecossistemas brasileiros. Essa abordagem integra validação cartográfica, modelagem alométrica baseada na altura do dossel e a incorporação de gradientes climáticos, fortalecendo as bases científicas para o monitoramento florestal e o acompanhamento dos estoques de carbono em larga escala.

2 ESTRATÉGIA EXPERIMENTAL

A abordagem desta tese integra três pilares: (i) avaliação de dados cartográficos, (ii) modelagem alométrica e espacial, e (iii) integração estrutural-climática. A avaliação dos mapeamentos oficiais de vegetação consistiu na utilização dos mapas de vegetação nativa do Serviço Florestal Brasileiro (2007–2022). A construção de conjunto de validação independente de 5.243 pontos classificados via *Collect Earth Online* (CEO/FAO) totalmente coincidentes às unidades amostrais do Inventário Florestal Nacional (IFN) com a comparação direta entre as coordenadas centrais das amostras e as classes cartográficas. Por fim, avaliações com cálculo de métricas de acurácia (matriz de erros, exatidão global, usuário/produtor, Kappa). Objetivou-se quantificar erros sistemáticos e inconsistências interclasses, com ênfase na delimitação entre florestas naturais, outras terras arborizadas e demais usos antropizados ou não.

O terceiro capítulo teve como objetivo técnico gerar o primeiro mapa integrado de biomassa acima do solo e da biomassa total em 10 m de resolução para todo o Cerrado. Foi analisada a estimativa de biomassa a partir da altura do dossel no Cerrado utilizando produtos de processamentos ópticos e laser para extração da altura média do dossel. A metodologia consistiu no teste de médias do ajuste de equação alométrica de função linear simples pré-existente baseada em altura de dossel (H) comparado com valores de biomassas provenientes de revisão bibliográfica observados em artigos científicos. A avaliação de incertezas foi feita por estrutura vertical das fitofisionomias em (arbustos, savana, floresta). O desenvolvimento de mapas de biomassa seca acima do solo utilizada como extrapolação geral da biomassa a partir da revisão dos fatores de expansão entre a biomassa lenhosa aérea, com as proporções da biomassa de raízes, da serapilheira, da necromassa, e por fim, da biomassa total acima e abaixo do solo (AGB + BGB) (Apêndice 1).

O quarto capítulo teve como objetivo construir um modelo climático-estrutural escalável, com estabilidade numérica e comportamento assintótico coerente replicável para diferentes tipologias florestais. A modelagem buscou integrar altura média do dossel com as covariáveis de clima para estimar a biomassa para os biomas brasileiros. Foram verificadas as relações de três produtos independentes de altura do dossel com diferentes resoluções espaciais de pixel em: 1, 10 e 30 metros. Utilizou-se 6.070 parcelas filtradas do IFN em cinco biomas para os ajustes e testes de cinco modelos não lineares sigmoidal: Gompertz, Chapman-Richards, Logístico, Weibull (3P) e Exponencial. Selecionado o modelo com o melhor desempenho estrutural, foi realizada a inclusão de variáveis ambientais nos parâmetros do modelo e ajustes finais com a análise da heterocedasticidade e identidade de modelo.

3 CAPÍTULO 1

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Sensoriamento remoto aplicado ao monitoramento florestal

O sensoriamento remoto tornou-se uma das principais ferramentas para o monitoramento florestal, pois permite analisar extensas áreas com diferentes resoluções temporais e espaciais. Dados ópticos, radar e laser têm sido amplamente aplicados para estimar atributos estruturais da vegetação, detectar mudanças no uso da terra e monitorar emissões associadas ao desmatamento e degradação (Hansen *et al.*, 2020). No âmbito global, o monitoramento da dinâmica de uso e cobertura da terra segue metodologias consolidadas no *Good Practice Guidance* for LULUCF, que estabelecem que estimativas de emissões e remoções de carbono dependem de mapeamentos consistentes entre anos e classes (IPCC, 2019).

Os avanços em mapeamentos globais como *Global Forest Change* e em plataformas de validação participativa, como o *Collect Earth Online*, aumentaram a capacidade de avaliação independente da acurácia de mapas oficiais (Hansen *et al.*, 2013; Saah *et al.*, 2019). No Brasil, a heterogeneidade estrutural entre biomas, com transições gradativas entre campos, savanas e florestas, gera desafios específicos à classificação, frequentemente resultando em erros sistemáticos em classes intermediárias, No Cerrado, a classe de “Outras Terras Arborizadas”, devido à presença de árvores isoladas, dossel baixo ou descontinuidade espacial entre áreas abertas e fechadas intensificaram esta heterogeneidade estrutural (Sano *et al.*, 2019).

Produtos de altura do dossel baseados em *Light Detection and Ranging* (LIDAR) orbital, como o *Global Ecosystem Dynamics Investigation* (GEDI), ampliaram significativamente a capacidade de caracterização estrutural de florestas tropicais e savanas (Dubayah *et al.*, 2022). Esses dados têm sido essenciais para integrar monitoramento florestal e estimativas de carbono em escala global (Hunka *et al.*, 2023). O Radar de Abertura Sintética (SAR), em particular, os sinais SAR nas bandas L e P os quais são capazes de penetrar as camadas do dossel, estão obtendo informações com erros sobre a estrutura florestal entre 4,35 m (15,73%) banda L e 4,43 m (15,95%) banda P, o que é particularmente valioso para futuras missões espaciais como NISAR e BIOMASS (Bhuiyan *et al.*, 2025).

3.2 Estrutura da vegetação, altura do dossel e biomassa

A modelagem de altura, diâmetro a altura do peito (DAP) e da idade permite a redução de custos nas estimativas volumétricas (Curtis, 1967), já que a medição da variável altura resulta em elevados custos por ser um procedimento mais demorado, complexo e sujeito a erros. A partir de modelagem dos perfis das árvores com amostras de cubagem realizadas em campo, a estimativa volumétrica das árvores está relacionada em função da altura e do diâmetro. Desta forma, é possível estimar o diâmetro a qualquer altura do tronco, ou o oposto (Husch; Miller; Beers, 1993). A estrutura tridimensional da vegetação, particularmente o perfil da altura do dossel, é reconhecida como um dos novos preditores de biomassa acima do solo (AGB) em larga escala (Figueiredo; Schneider; Finger, 2014). A relação entre altura e biomassa decorre do fato de que a altura sintetiza múltiplos processos ecológicos relacionados ao crescimento, competição, arquitetura do dossel e limitações ambientais (Chave *et al.*, 2014).

Modelos alométricos pantropicais reforçam que a biomassa está fortemente associada à estrutura da vegetação, variáveis ambientais e densidade da madeira (Chave *et al.*, 2005; Feldpausch *et al.*, 2012). Em savanas ou cerrados, entretanto, a relação altura–biomassa apresenta maior variabilidade devido à baixa continuidade do dossel e ao mosaico estrutural intrínseco desses ambientes (Meyer *et al.*, 2018). No Brasil, estudos demonstram que estimativas baseadas em altura apresentam excelente desempenho para predizer biomassa em florestas e savanas, desde que se considere a heterogeneidade fisionômica e os efeitos não lineares do ambiente sobre o crescimento (Nunes *et al.*, 2023).

O advento dos produtos de imagens de altura do dossel em alta resolução entre 1, 10 e 30 (m), fortalece ainda mais o emprego da altura do dossel das árvores como variável-chave para a modelagem da biomassa florestal, reduzindo incertezas e permitindo análises estruturais em escalas regionais e nacionais (Lang *et al.*, 2023; Potapov *et al.*, 2021; Tolan *et al.*, 2024). No entanto, a relação da biomassa com a altura do dossel nem sempre apresentam correlações lineares entre as florestas tropicais. A altura do dossel e a densidade média da madeira variam ao longo de gradientes ambientais na Amazônia, com vieses maiores ao estimar a biomassa em floretas excepcionalmente altas (Martinez, 2025).

3.3 Influência de fatores climáticos na estrutura e biomassa da vegetação

A disponibilidade hídrica é amplamente reconhecida como a principal força ambiental que determina a estrutura e a composição da vegetação em regiões tropicais sazonais (Sankaran

et al., 2005). Em savanas como o Cerrado, precipitação anual, sazonalidade e déficits hídricos modulam a densidade da vegetação lenhosa, o porte das plantas e a continuidade do dossel (Sullivan *et al.*, 2020).

A limitação hídrica age como restrição ecológica primária, afetando desde processos fisiológicos até taxas de recrutamento e mortalidade (Bustamante *et al.*, 2012). Assim, formações com dossel inferior a 5 m apresentam maior vulnerabilidade a aumentos de temperatura, sobretudo em cenários de mudanças climáticas que reduzem a eficiência do uso da água (Muller-Landau *et al.*, 2021). Além da água, a temperatura desempenha papel crucial na definição da produtividade primária líquida e da capacidade de armazenamento de carbono. Evidências recentes mostram que aumentos de temperatura próximos a 2–3 °C podem reduzir significativamente o crescimento de vegetação tropical, afetando diretamente a biomassa aérea (Hubau *et al.*, 2020; Sullivan *et al.*, 2017).

A presença de respostas não lineares ao clima tem sido amplamente documentada e é essencial para modelar o comportamento estrutural da vegetação. Gradientes de precipitação criam mudanças abruptas ou limiares entre savanas e florestas (Staver; Archibald; Levin, 2011). Enquanto a seca extrema aumenta drasticamente a mortalidade de árvores tropicais (Anderegg *et al.*, 2015). Nesse contexto, integrar variáveis ambientais à estrutura de modelos não lineares permite representar melhor os mecanismos ecológicos que governam o crescimento e a saturação da biomassa ao longo de gradientes ambientais entre biomas.

3.4 Modelagem Não Linear e Generalizada (*gnls*)

A escolha dos modelos é uma das principais fontes de incerteza na estimativa biométrica. A transformação logarítmica, comum para linearizar modelos, muitas vezes falha na capacidade preditiva, apresentando resultados pouco informativos e implausíveis (Sileshi, 2014). Modelos não lineares têm longa tradição nos estudos florestais, principalmente para representar crescimento, estrutura e produtividade, pois descrevem processos assimétricos e assintóticos associados ao desenvolvimento da vegetação (Trautenmüller *et al.*, 2021; Zeide, 1993).

A função de Gompertz destaca-se por apresentar elevada flexibilidade, boa interpretação biológica e desempenho superior em dados com amplitude estrutural ampla, como ocorre nos biomas brasileiros (Wang; Guo, 2024). Entretanto, dados de biomassa apresentam heterocedasticidade natural: parcelas com maior altura do dossel e maior AGB tendem a ter variância residual mais elevada (Parresol, 1999).

A abordagem generalizada, do inglês: *Generalized Nonlinear Least Squares* (*gnls*) resolve essa limitação ao permitir especificar estruturas de variância, como a varPower, que modela a variância como função de uma covariável estrutural, geralmente altura, AGB ou clima (Pinheiro; Bates, 2000; Dutcă; Mcgregor; Nutto, 2022). Essa estratégia tem sido aplicada em estudos contemporâneas com dados de inventários florestais em espécies plantadas (Dantas *et al.*, 2020; Fu *et al.*, 2020; Gaui *et al.*, 2024), em florestas com plantios de diferentes idades (Siipilehto *et al.*, 2023), em inventários nacionais de florestas naturais (Hauglin *et al.*, 2021; Barrios-Trilleras; López-Aguirre, 2024), especialmente em modelagens ecológicas integrando sensoriamento remoto e variáveis ambientais (Eerikäinen, 2003; Juckes *et al.*, 2025). A inclusão de dados de precipitação e temperatura nos parâmetros dos modelos não lineares, combinada com a modelagem *gnls*, podem auxiliar na compreensão da dinâmica da biomassa entre biomas, com redução e estabilidade da heterocedasticidade para a representação dos processos ecológicos subjacentes.

3.5 Integração dos capítulos da tese (visão conceitual)

O referencial teórico fundamenta o encadeamento lógico dos três capítulos: Capítulo 2: trata da acurácia cartográfica, essencial para qualquer estimativa confiável de biomassa (Hansen *et al.*, 2013; Saah *et al.*, 2019). Capítulo 3: consolida a altura do dossel como preditor estrutural primário (Chave *et al.*, 2014; Lang *et al.*, 2023). Capítulo 4: integra altura, clima, dados de campo e modelos não lineares avançados para capturar respostas ecológicas complexas da biomassa (Pinheiro; Bates, 2000; Staver; Archibald; Levin, 2011; Sullivan *et al.*, 2017). A tese, portanto, se apoia em três frentes científicas consolidadas: o monitoramento via sensoriamento remoto, a revisão bibliográfica aplicada com espacialização das proporções médias dos compartimentos da biomassa entre a as estruturas da vegetação em estruturas de campos, savanas e florestas no Cerrado. A integração dos dados do IFN com gradientes ambientais e modelos não lineares resultando em um arcabouço robusto para a estimativa nacional da biomassa acima do solo em diferentes cenários.

A fusão dos monitoramentos com mapeamentos oficiais de desmatamento e queimadas (dados temáticos de mudança de uso da cobertura no Capítulo 2, com camadas contínuas de biomassa estimada por modelos climáticos oferece uma oportunidade valiosa como referência do ano de 2020 (Capítulo 4). Esta sinergia metodológica aprimora a precisão na quantificação das emissões de carbono causadas por alterações na cobertura vegetal. O grande avanço reside na aplicação prática: ao atribuir um valor quantitativo de biomassa (e, por extensão, de estoque

de carbono e serviços ecossistêmicos) a cada fragmento florestal, cria-se uma base objetiva para políticas públicas. A atualização desta fusão metodológica viabilizará um licenciamento ambiental e mecanismos de compensação mais justos e eficientes, onde a autorização para supressão de vegetação e a definição de áreas para compensação possam considerar, de forma comparável, a real importância dos serviços ambientais prestados pelos ecossistemas impactados. O apêndice 2 apresenta uma lista de websites consultados para o desenvolvimento do estudo.

REFERÊNCIAS

ANDEREGG, W. R. L.; KLEIN, T.; BARTLETT, M.; SACK, L.; PELTZER, D. A.; CHOAT, B.; JANSEN, S. Tree mortality predicted from drought-induced vascular damage. **Nature Geoscience**, v. 8, n. 5, p. 367-371, 2015.

BHUIYAN, R. H.; COLLINS, M. J.; DARGIE, G. C.; LE TOAN, T.; SAATCHI, S. S. Deep learning-based vegetation canopy height mapping with polarimetric SAR: application of a polarization fusion U-Net in Gabon's tropical forests. **Science of Remote Sensing**, v. 12, p. 100327, 2025.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; PINTO, A. S.; RESENDE, J. C. F.; TAKAHASHI, F. S. C.; VIEIRA, L. C. G. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3 suppl., p. 655-671, 2012.

BARRIOS-TRILLERAS, A.; LÓPEZ-AGUIRRE, A. M. Aboveground biomass models for *Acacia mangium* Willd. growing at the eastern plains of Colombia. **Floresta e Ambiente**, v. 31, n. 4, p. e20230021, 2024.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B. C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSIDE, P. M.; ... VIEIRA, S. A. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014.

CURTIS, R. O. Height-diameter and height-diameter-age equations for second-growth Douglas-fir. **Forest Science**, v. 13, n. 4, p. 365-375, 1967.

DANTAS, D.; SILVA, G. F.; SOARES, C. P. B.; LEITE, H. G.; SOUZA, A. L. Multilevel nonlinear mixed-effects model and machine learning for predicting the volume of *Eucalyptus* spp. trees. **CERNE**, v. 26, n. 1, p. 48-57, 2020.

DUBAYAH, R.; BLAIR, J. B.; GOETZ, S.; FATOYINBO, T.; HANSEN, M.; HEALEY, S.; HOUGHTON, R.; HURTT, G.; KELLNER, J.; LUTHER, J.; ARMSTON, J.; TANG, H.; DUNCAN, B. The Global Ecosystem Dynamics Investigation: high-resolution laser ranging of the Earth's forests and topography. **Science of Remote Sensing**, v. 1, p. 100002, 2020.

DUBAYAH, R.; BLAIR, J. B.; GOETZ, S. J.; FATOYINBO, T.; HANSEN, M. C.; HEALEY, S. P.; HOUGHTON, R. A.; HURTT, G. C.; KELLNER, J. R.; LUTHER, J.; ARMSTON, J.; TANG, H.; DUNCAN, B. GEDI launches a new era of biomass inference from space. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 9, p. 095001, 2022.

DUTCĂ, I.; MCGREGOR, D.; NUTTO, L. Accommodating heteroscedasticity in allometric biomass models. **Forest Ecology and Management**, v. 505, p. 119865, 2022.

EERIKÄINEN, K. Predicting the height-diameter pattern of planted *Pinus kesiya* stands in Zambia and Zimbabwe. **Forest Ecology and Management**, v. 175, n. 1-3, p. 355-366, 2003.

ESQUIVEL-MUELBERT, A.; BAKER, T. R.; DEXTER, K. G.; LEWIS, S. L.; TER STEEGE, H.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MONTEAGUDO, A.; COMISKEY, J. A.; VARGAS, P. N.; ... PHILLIPS, O. L. Compositional response of Amazon forests to climate change. **Global Change Biology**, v. 25, n. 1, p. 39-56, 2019.

FELDPAUSCH, T. R.; LLOYD, J.; LEWIS, S. L.; BRIENEN, R. J. W.; GLOOR, M.; MONTEAGUDO MENDOZA, A.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; BANIN, L.; ABU SALIM, K.; ... BAKER, T. R.; et al. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. **Biogeosciences**, v. 9, n. 8, p. 3381-3403, 2012.

FIGUEIREDO, E. O.; SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. Modelos para estimativa de volume de árvores individuais pela morfometria da copa obtida com lidar. **CERNE**, v. 20, n. 4, p. 621-628, 2014.

FU, L.; SUN, Y.; RISTIC, B.; SHEN, C.; ZHANG, C.; ZHANG, L. Prediction of individual tree diameter using a nonlinear mixed-effects modeling approach and airborne LiDAR data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 7, p. 1066, 2020.

GAUI, T. D.; SILVA, G. F.; XAVIER, A. C.; LEITE, H. G.; SOARES, C. P. B. Biomass equations and carbon stock estimates for the southeastern Brazilian Atlantic Forest. **Forests**, v. 15, n. 9, p. 1568, 2024.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013.

HANSEN, M. C.; WANG, L.; SONG, X. P.; TYUKAVINA, A.; TURUBANOVA, S.; POTAPOV, P. V.; STEHMAN, S. V. The fate of tropical forest fragments. **Science Advances**, v. 6, n. 11, p. eaax8574, 2020.

HAUGLIN, M.; LINDENBERGH, R.; BONGERS, F.; BREDE, B.; CALDERS, K.; DISNEY, M.; HEROLD, M.; MARTIUS, C.; PEÑA CLAROS, M.; ... WULDER, M. A.

Large-scale mapping of forest attributes using heterogeneous sets of airborne laser scanning and National Forest Inventory data. **Forest Ecosystems**, v. 8, p. 65, 2021.

HUBAU, W.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; AFFUM-BAFFOE, K.; BEECKMAN, H.; CUNI-SANCHEZ, A.; DANIELS, A. K.; EWANGO, C. E. N.; ... FOFANA, S. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. **Nature**, v. 579, n. 7797, p. 80-87, 2020.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest mensuration.** 3. ed. New York: Wiley, 1982. Reimpr. Malabar: Krieger Publishing Company, 1993.

HUNKA, N.; HEROLD, M.; DUNCAN, B.; GOETZ, S. J.; ARMSTON, J.; DUBAYAH, R. On the NASA GEDI and ESA CCI biomass maps: aligning for uptake in the UNFCCC global stocktake. **Environmental Research Letters**, v. 18, n. 12, p. 124042, 2023.

IPCC. Publications - IPCC-TFI. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html. Acesso em: 10 dez. 2025. 2019.

IPCC. Sexto relatório de avaliação. Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/longer-report. Acesso em: 10 dez. 2025. 2023.

JUCKES, M.; ALLEN, M. R.; LAWRENCE, B. N.; NAKICENOVIC, N.; PLATTNER, G. K.; RUMMUKAINEN, M.; TAYLOR, K. E.; ZHANG, X.; ZHOU, T.; KLEIN, S. A. Baseline climate variables for Earth system modelling. **Geoscientific Model Development**, v. 18, n. 9, p. 2639-2663, 2025.

LANG, N.; SCHINDLER, K.; WEGNER, J. D.; AASEN, H.; BURGER, P.; ZHANG, Y.; LI, W.; YANG, B.; ... WALTER, V. A high-resolution canopy height model of the Earth. **Nature Ecology & Evolution**, v. 7, n. 11, p. 1778-1789, 2023.

MALHI, Y. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 65-75, 2012.

MARTINEZ, C. S. G. **Como a altura da floresta e sua relação com a densidade da madeira variam na Amazônia brasileira**. 2025. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2025.

MEYER, V.; SAATCHI, S.; CLARK, D. B.; KELLER, M.; VINCENT, G.; FERRAZ, A.; CHAVE, J. Canopy area of large trees explains aboveground biomass variations across neotropical forest landscapes. **Biogeosciences**, v. 15, n. 11, p. 3377-3390, 2018.

MULLER-LANDAU, H. C.; CUSHMAN, K. C.; ARROYO, E. E.; MARTINEZ CANO, I.; ANDERSON-TEIXEIRA, K. J.; BACKIEL, B. Patterns and mechanisms of spatial variation in tropical forest productivity, woody residence time, and biomass. **New Phytologist**, v. 229, n. 6, p. 3065-3087, 2021.

NUNES, M. H.; VAZ, M. C.; CAMARGO, J. L. C.; LAURANCE, W. F.; ANDRADE, A.; VICENTINI, A.; LAURANCE, S.; RAUMONEN, P.; JACKSON, T.; ZUQUIM, G.; WU, J.; PEÑUELAS, J.; CHAVE, J.; MAEDA, E. E. Edge effects on tree architecture exacerbate

biomass loss of fragmented Amazonian forests. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 8129, 2023.

PARRESOL, B. R. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. **Forest Science**, v. 45, n. 4, p. 573-593, 1999.

PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. **Mixed-effects models in S-PLUS**. New York: Springer, 2000.

SAAH, D.; JOHNSON, G.; ASHMALL, B.; TONDAPU, G.; TENNESON, K.; PATTERSON, M.; CHISHTIE, F. Collect Earth: An online tool for systematic reference data collection in land cover and use applications. **Environmental Modelling & Software**, v. 118, p. 166-171, 2019.

SANKARAN, M.; HANAN, N. P.; SCHOLES, R. J.; RATNAM, J.; AUGUSTINE, D. J.; CADE, B. S.; GIGNOUX, J.; HIGGINS, S. I.; LE ROUX, X.; LUDWIG, F.; ... ZAMBATIS, N. Determinants of woody cover in African savannas. **Nature**, v. 438, n. 7069, p. 846-849, 2005.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Cerrado ecoregions: a spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818-828, 2019.

SILESHI, G. W. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 237-254, 2014.

STAVER, A. C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 230-232, 2011.

SULLIVAN, M. J. P.; TALBOT, J.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; QIE, L.; BECK, J.; BAKER, T. R.; BANIN, L.; CHAVE, J.; ... COOMES, D. A. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 39102, 2017.

SULLIVAN, M. J. P.; LEWIS, S. L.; AFFUM-BAFFOE, K.; CASTRO, W.; HUBAU, W.; BRIENEN, R. J. W.; FELDPAUSCH, T. R.; GLOOR, E.; MALHI, Y.; ... PHILLIPS, O. L. Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. **Science**, v. 368, n. 6493, p. 869-874, 2020.

TOLAN, J.; LANG, N.; YANG, B.; WALTER, V.; WEGNER, J. D.; SCHINDLER, K.; AASEN, H.; BURGER, P.; ZHANG, Y.; ... LI, W. Very high resolution canopy height maps from RGB imagery using self-supervised vision transformer and convolutional decoder trained on aerial lidar. **Remote Sensing of Environment**, v. 300, p. 113888, 2024.

TRAUTENMÜLLER, J. W.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; RODRIGUES, A. L.; WOJCIECHOWSKI, J.; PÉLLICO NETTO, S.; WATZLAWICK, L. F.; DALLA CORTE, M.; ... SANQUETTA, M. N. I. Regression estimators for aboveground biomass and its constituent parts of trees in native southern Brazilian forests. **Ecological Indicators**, v. 130, p. 108025, 2021.

UNFCCC. Relatório de síntese das NDCs de 2025. Disponível em: https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/nationally-determined-contributions-ndcs/2025-ndc-synthesis-report#Means-of-implementation. Acesso em: 10 dez. 2025. 2025.

WANG, J.; GUO, X. The Gompertz model and its applications in microbial growth and bioproduction kinetics: past, present and future. **Biotechnology Advances**, v. 72, p. 108335, 2024.

ZEIDE, B. Analysis of growth equations. **Forest Science**, v. 39, n. 3, p. 594-616, 1993.

ZIMBRES, B.; GORGES, F.; SILVA, A. G.; FERREIRA, M. E.; REIS, C. R.; SOUZA, C. M.; OLIVEIRA, L. F.; MORAES, E. C.; COUTO, H. T. Z.; ... SANQUETTA, C. R. Savanna vegetation structure in the Brazilian Cerrado allows for the accurate estimation of aboveground biomass using terrestrial laser scanning. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117798, 2020.

4 CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DA ACURÁCIA DO MAPEAMENTO DA COBERTURA DE FLORESTAS NATIVAS NO BIOMA CERRADO

RESUMO:

O mapeamento da dinâmica de uso e cobertura da terra, segundo as boas práticas do para o Uso da Terra e Mudanças do Uso da Terra e Florestas (sigla em inglês LULUCF), é fundamental para estimar as áreas e os estoques de carbono nos remanescentes florestais. O Serviço Florestal Brasileiro (SFB) disponibiliza uma série de mapeamentos da vegetação nativa entre os anos de 2007 e 2022 que pode ser utilizado como base para cálculo das emissões de gases de efeito estufa (GEE). A elevada heterogeneidade entre as distintas fitofisionomias do bioma Cerrado, variando de formações como campos, savanas e florestas, dificulta a caracterização e mapeamento acurado. Portanto, este estudo objetivou avaliar a acurácia do mapeamento de florestas naturais no Cerrado, utilizando duas abordagens independentes: i) amostras de imagens de sensoriamento remoto via Collect Earth Online (CEO/FAO) e ii) levantamentos em campo provenientes de unidades amostrais do Inventário Florestal Nacional (IFN). Para permitir realizar a acurácia do mapeamento, todas as amostras de validação (CEO/FAO e IFN) foram sobrepostas com as mesmas coordenadas geográficas centrais sobre o mapeamento do Cerrado. Foram analisados um total de 5.243 pontos amostrais sobre as classes de uso e cobertura, conforme descrição da FAO (Florestas Naturais, Outras Terras Arborizadas Naturais e Outras Terras Antrópicas, incluindo nesta última classe com corpos d'água). Os mapeamentos mostram que a acurácia na determinação da classe Florestas Naturais variou entre 66–70% (dados CEO/FAO) e 81–84% (dados IFN). Os resultados indicaram incompatibilidade da área mínima mapeada das árvores isoladas ou fora da floresta, especificamente na classe Outras Terras Arborizadas em 33–42% (dados CEO/FAO) e 14–53 % (dados IFN), necessitando o refinamento metodológico para compatibilizar os mapeamentos com as observações de campo.

Palavras-chave: Florestas Naturais, Gestão Florestal, Savana, Sensoriamento Remoto, Uso e Cobertura da Terra.

4.1 Introdução

A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) realiza os mapeamentos das florestas mundiais em intervalos regulares desde 1946. A Avaliação Global dos Recursos Florestais (Global Forest Report Assessment - FRA) fornece informações a partir dos relatórios de gestão florestal dos correspondentes nacionais de cada país. Em contraste, o mapeamento global por sensoriamento remoto, frequentemente estabelece critérios técnicos próprios de comparações. Potapov *et al*. (2022) utilizaram uma unidade mínima de mapeamento global de 5 hectares e incluíram mais de 6 milhões de polígonos vetoriais, atingindo uma acurácia aproximada de 88% na detecção de mudanças no uso e cobertura da terra no ano de 2020. Na última versão publicada do FRA no ano de 2025, os resultados apontaram que embora a taxa de desflorestamento esteja diminuindo, as florestas ainda estão sendo perdidas a uma taxa de quase 11 milhões de hectares por ano.

O mapeamento global das florestas indicou que nas duas primeiras décadas do século XXI, 27% do desmatamento mundial esteve associado à expansão de *commodities* agrícolas (FAO, 2023). No Brasil, essa conversão do uso da terra colocou o país na quinta posição entre os maiores emissores de gases de efeito estufa (Curtis *et al.*, 2018). A Amazônia, maior floresta tropical do mundo, e o Cerrado, a mais extensa savana tropical, estão entre os ecossistemas mais ameaçados por esse processo de antropização (Zaiatz *et al.*, 2018). Evidências mostram que as principais causas dos desmatamentos são para conversão em pastagens que, posteriormente, são transformados em áreas agrícolas, especialmente em regiões de relevo plano ou suavemente ondulado (Zaiatz *et al.*, 2018; Matricardi *et al.*, 2019; Ribeiro *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2021; Corrêa *et al.*, 2024).

Nos últimos 37 anos, o bioma Cerrado perdeu aproximadamente 22% de sua cobertura nativa, a uma taxa média de 1,2 milhão de hectares desmatados por ano (Coelho-Junior *et al*., 2022). Esse avanço acelerado da conversão da vegetação nativa do bioma Cerrado justifica a importância de avaliação da acurácia do mapa de vegetação natural mais ameaçado na última década (Arruda *et al*., 2024; Oliveira *et al*., 2020). Projeções indicam que, em 2025, cerca de 50 milhões de hectares podem estar vulneráveis à supressão vegetal, segundo observações no Painel da Regularização Ambiental (BRASIL, 2025b). A consequência da imprecisão das áreas mapeadas pode resultar no colapso progressivo da biodiversidade, agravado por índices crescentes de desmatamento (Hansen *et al*., 2020) e pela limitada proteção legal, já que menos de 10% do bioma está salvaguardado em Unidades de Conservação (Uehara-Prado *et al*., 2025).

Considerando o papel fundamental que as áreas de vegetação nativa exercem na provisão de serviços ecossistêmicos, torna-se evidente a necessidade de ações para o monitoramento do estado e da dinâmica de mudanças desses ambientes em seus territórios, tarefa que apresenta inúmeros desafios, especialmente em países de dimensões continentais como o Brasil. O uso de ferramentas de sensoriamento remoto é uma maneira promissora para monitorar grandes áreas em diferentes escalas, desde escalas regionais até locais. A plataforma *Collect Earth Online* (CEO) desenvolvida pela FAO, tem contribuído significativamente para ampliar o acesso a imagens de satélite gratuitas de alta resolução espacial. Esta abordagem combina análises temporais com contexto espacial detalhado (Bey *et al*., 2016). Essa estratégia permitiu a evolução da qualidade das classificações de subcategorias de uso agrícola e diferentes tipos de vegetação, com apoio de imagens de alta precisão. A plataforma CEO em 2020, aprimorou as séries históricas das imagens, permitindo acessar resultados mais confiáveis para a amostragem e o mapeamento de mudanças no uso da terra, sendo amplamente utilizado para políticas de mudanças climáticas, associando as estimativas de carbono com as ações governamentais (Maniatis *et al*., 2021).

A estimativa das áreas florestais do FRA, a partir de 2020 empregando *Remote Sensing Survey* (RSS), são consideradas fontes de dados complementares produzidos pela FAO em níveis global e regional, possibilitando comparar alguns dos resultados coletados nos relatórios do FRA entre países e regiões ecológicas. A atualização do FRA de 2020, por meio da plataforma RSS, além de informar a classe de Florestas e não Florestas, incorporou as estimativas das classes de cobertura natural de Outras Terras Arborizadas. Em 2018, a classe Outras Terras Arborizadas representava cerca de 1,7 milhões de hectares (13%) da área global de terras (FAO, 2020). Para mapear diferentes fontes de dados, é fundamental utilizar terminologias, definições e unidades de medida harmonizadas para distinguir florestas naturais densas ou abertas.

No Brasil, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) é o órgão responsável pela integração da base nacional de Observação da Terra e Monitoramento Ambiental, O SFB utiliza da série de mapeamentos pelo INPE para o mapeamento de florestas naturais. A série temporal de mapeamentos são utilizadas para quantificar ganhos de florestas plantadas e perdas de florestas naturais. Quando se trata de perdas ou ganhos de cobertura de árvores dentro ou fora das floresta abertas, a presença de distúrbios naturais, corte seletivo ou regeneração secundária podem gerar ambiguidades na classificação, especialmente nas faixas consideradas como limiar de não florestas, próximas de 10% de cobertura arbórea por hectare (Curtis *et al*., 2018, Lesiv *et al*., 2022, Potapov *et al*., 2022).

A harmonização das classificações nacionais de áreas florestais com conjuntos globais persiste como desafio técnico e conceitual, frequentemente exigindo aproximações e suposições entre limites de consideração como cobertura Florestal ou como árvores fora da Floresta, classificadas em Outras Terras Arborizadas (FAO, 2025a). No Cerrado brasileiro, a dificuldade em distinguir transições de agrupamentos de árvores entre as formações de campo, savana e florestas, acentua o desafio em monitorar o que é considerado desmatamento em áreas naturais ou característica natural do ambiente de árvores isoladas. Compreender de forma precisa essas transições do bioma, requer o cruzamento dos mapeamentos de uso e cobertura da terra por imagens de satélite com validações de informações obtidas por Sensoriemento Remoto e amostragem em campo.

As fitofisionomias não florestais do Cerrado permanecem como um desafio para o mapeamento via imagens de satélite, tornando essencial o detalhamento da cobertura arbórea, tanto dentro quanto fora das áreas florestais e ao longo dos anos para avaliar com precisão a dinâmica de uso da terra (Oliveira *et al*., 2020). Diante dessa complexidade, o presente estudo tem como objetivo avaliar a acurácia do mapeamento de cobertura florestal natural no Cerrado, um produto disponibilizado abertamente pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), que apresenta as mesmas classes informadas no FRA. Essa avaliação de acurácia será realizada utilizando duas bases de dados empregando amostras independentes e distintas: i) dados obtidos via Sensoriamento Remoto a partir da plataforma CEO, referente ao ano de 2021, e ii) dados vistoriados em campo, provenientes das unidades amostrais do Inventário Florestal Nacional (IFN) distribuídas em série histórica entre 2016 e 2021.

4.2 Material e Métodos

A metodologia consistiu na utilização de dois conjuntos independentes de amostras provenientes do Collect Earth Online (CEO/FAO) e do Inventário Florestal Nacional (IFN) para avaliar a acurácia das classes de cobertura natural mapeadas pelo SFB e adotadas pela FAO. As classes analisadas foram Florestas, Outras Terras Arborizadas e Outras Terras, sendo que esta última pode incluir diferentes tipos de uso e cobertura da terra, incluindo corpos d'água. A utilização de bases de validação independentes permitiu comparar as classificações do mapa com observações de campo e interpretações visuais, contribuindo para uma avaliação mais robusta da acurácia temática do mapeamento.

O mapeamento de Florestas Naturais conduzido pelo SFB adota as definições globais de floresta estabelecidas pela FAO (2020), que consideram como floresta áreas superiores a 0,5

hectare, com árvores acima de 5 metros de altura e cobertura de copa superior a 10% da área do solo, ou com árvores capazes de atingir esses limites in situ. Essa definição exclui áreas utilizadas predominantemente para agricultura ou fins urbanos. Já a classe Outras Terras Arborizadas corresponde a áreas cobertas por vegetação natural que não se enquadram na definição de floresta, apresentando cobertura de dossel entre 5% e 10% ou cobertura superior a 10% composta por arbustos e árvores de menor porte. No bioma Cerrado, essas categorias podem incluir formações savânicas com diferentes densidades de vegetação arbórea e arbustiva, o que frequentemente dificulta a distinção entre áreas florestais e não florestais nos processos de mapeamento.

As diferentes fitofisionomias vegetais que compõem o Cerrado no Brasil (Figura 1) transitam entre as formações não florestais e florestais, como por exemplo as formações de Campo limpo, Cerrado e Florestas ou Mata mesófilas (Ribeiro; Walter, 1998). Já as coberturas sem árvores e todos os usos antrópicos são consideradas Outras Terras, incluindo também as superfícies com corpo d'água.



Figura 1 - Formações de Campo, Cerrado e Florestas ou Mata mesófilas. Fonte: Ribeiro e Walter (1998).

De acordo com a FAO (2020), a cobertura de dossel arbóreo corresponde à proporção da superfície do solo ocupada pela projeção vertical do perímetro mais externo das copas das árvores. Árvores dispersas fora de áreas classificadas como florestas podem ocorrer tanto em ambientes naturais quanto em áreas modificadas por atividades humanas. Quando associadas a usos antrópicos da terra, essas ocorrências são classificadas como Outras Terras com Cobertura Arbórea, enquanto aquelas presentes em formações naturais são definidas como Outras Terras Arborizadas. As Outras Terras com Cobertura Arbórea podem incluir pomares, bosques urbanos e outras formações com árvores exóticas ou naturalizadas estabelecidas por ações antrópicas (Saah et al., 2019 a).

A Figura 2 apresenta as divisões e os agrupamentos das classes de cobertura vegetal utilizados neste estudo. A caracterização das áreas mapeadas como formações florestais

naturais resultou da interseção entre os polígonos do mapeamento e o agrupamento das classes de vegetação definido no *Manual Técnico da Vegetação Brasileira* (IBGE, 2022). A metodologia de mapeamento das Florestas Naturais conduzida pelo SFB baseia-se na utilização de dados geoespaciais públicos disponibilizados pelo INPE para identificar as fitofisionomias florestais predominantes. Nesse processo, não são consideradas as áreas classificadas como vegetação secundária, conforme os critérios estabelecidos pela FAO (2025b).

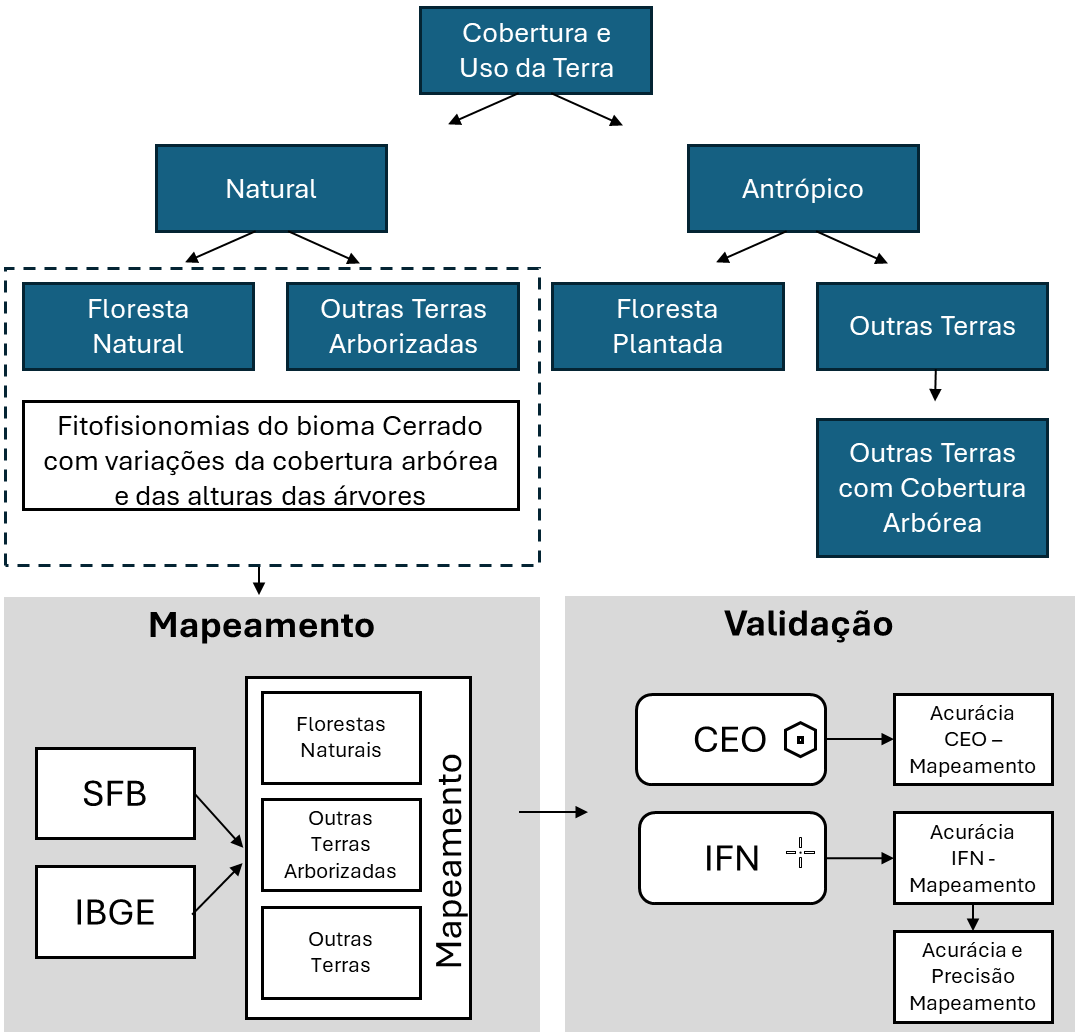


Figura 2 - Classificação de uso e cobertura da vegetação empregada no estudo, com esquema metodológico de validação do mapeamento das Florestas Naturais do SFB no Cerrado.

Considera-se vegetação secundária aquela que se estabelece após a ocorrência de desflorestamento ou outras perturbações antrópicas que resultam na remoção total da vegetação primária. Embora esse processo represente a retomada da cobertura vegetal ao longo do tempo, a regeneração não implica necessariamente o restabelecimento da estrutura, composição florística ou funcionamento ecológico da vegetação original. A distinção entre vegetação

secundária e remanescentes de vegetação natural é, portanto, um aspecto fundamental para o monitoramento da cobertura florestal. Essa diferenciação permite identificar áreas que mantêm sua integridade ecológica ao longo do tempo e separá-las de áreas em processo de regeneração após intervenções antrópicas. Essa distinção é amplamente utilizada em sistemas de monitoramento florestal, pois a inclusão de áreas em regeneração pode superestimar a extensão de florestas naturais e comprometer a comparabilidade das estimativas de cobertura florestal ao longo do tempo.

Nesse contexto, a avaliação da acurácia do mapeamento foi baseada na integração entre a série histórica de vistorias de campo do Inventário Florestal Nacional (IFN) e a série temporal de mapeamentos produzidos pelo SFB. Essa abordagem possibilitou identificar quais unidades amostrais apresentam evidências de desflorestamentos anteriores às campanhas de campo e quais áreas florestais provavelmente permaneceram sob regime natural ao longo do período analisado.

4.2.1 Base de dados para a validação do mapeamento do bioma Cerrado

Para a espacialização do conjunto de amostras de validação do mapeamento do SFB, foram utilizadas 5.243 amostras, distribuídas sistematicamente em uma malha de 20×20 km, posicionadas nas interseções de 1° de latitude e longitude (até 75° N/S), conforme a abordagem metodológica adotada pela CEO previamente antes das campanhas de campo do IFN (BRASIL, 2021). A abrangência da área de estudo inclui as Florestas Naturais utilizadas no SFB e as Unidades Amostrais no bioma Cerrado utilizadas pela CEO e pelo IFN (Figura 3). Os dados do mapeamento de Florestas Naturais do SFB estão disponíveis para consulta no sítio eletrônico do Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF)[1], (BRASIL, 2025c) o qual apresenta a delimitação da classificação da vegetação harmonizada com a definição adotada pela FAO para as classes de Floresta (Naturais), Outras Terras Arborizadas (Naturais) e Outras Terras (Antrópicas) que inclui todos os corpos de Água. A visualização dos remanescentes florestais no SNIF é feita a partir da seleção de filtros por ano do desflorestamento e disponibilizados para download. O mapeamento do ano de 2021 foi utilizado para o comparativo com o mapa proveniente da CEO. A série histórica de 2016 a 2021 foi utilizada para confrontar com as unidades amostrais do IFN em campo.

[1] Classificacao_Tipologias.xlsx

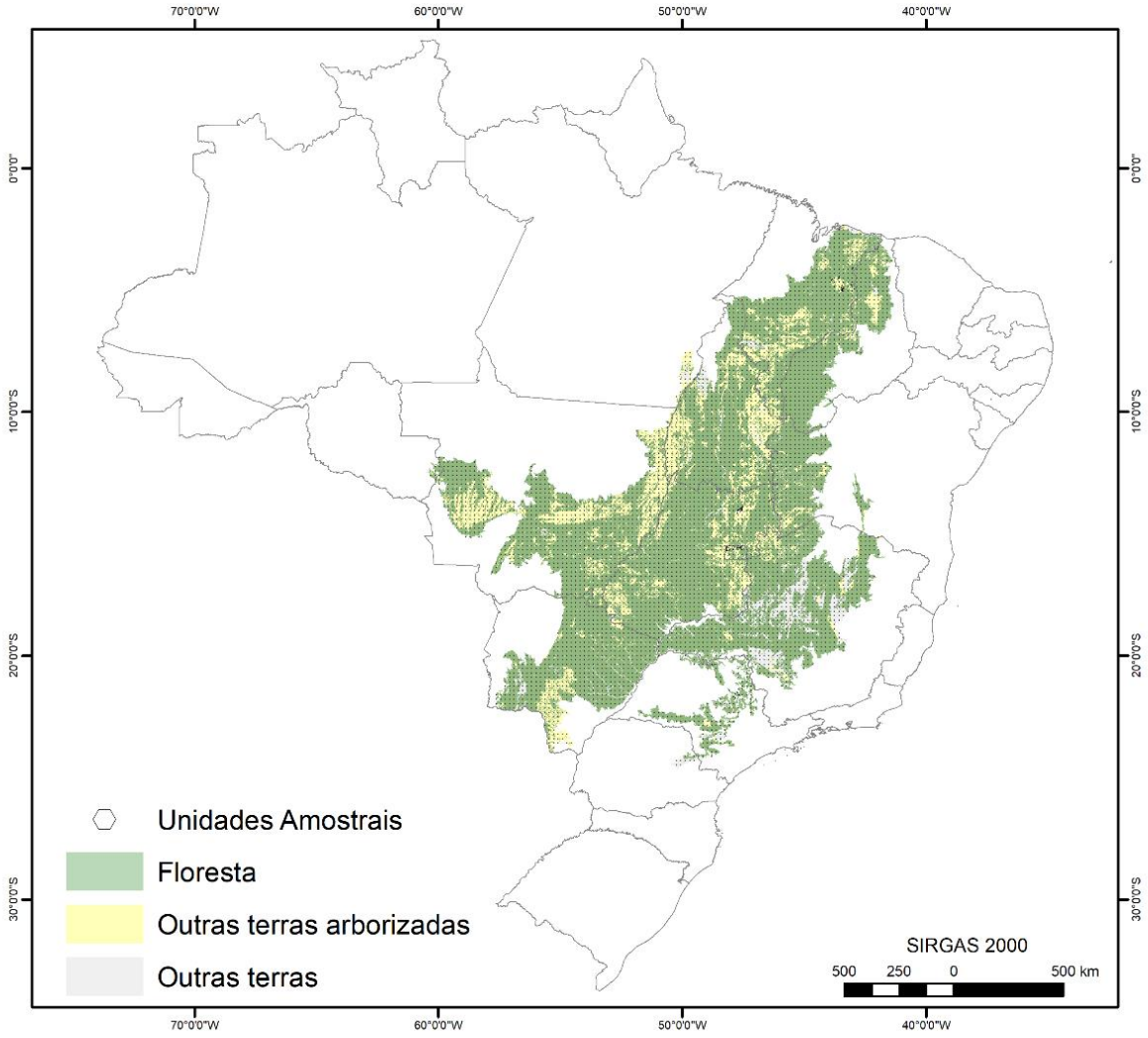


Figura 3 - Área de estudo das Florestas Naturais do bioma Cerrado (SFB) para o ano de 2021.

A origem dos dados utilizados para o mapeamento de Florestas Naturais do SFB é proveniente da plataforma TerraBrasilis. Essa plataforma, desenvolvida pelo INPE, disponibiliza ferramentas para consulta, visualização e análise de dados geoespaciais gerados por diversos programas de mapeamento, como o DETER (Detecção de Desmatamento em Tempo Real), o PRODES (Programa de Cálculo do Desflorestamento), o Programa de Monitoramento de Queimadas e o TerraClass, este último em parceria com a Embrapa, disponibilizando informações sobre o desflorestamento com remoção completa da vegetação primária e os remanescentes de vegetação secundária nos biomas brasileiro. O mapeamento do SFB utiliza os dados do INPE tanto os remanescentes de vegetação nativa quanto a supressão da cobertura vegetal, utilizando a série histórica bienal no período de 2002 a 2012, e a série

anual a partir de 2013, proveniente dos resultados dos mapeamentos do PRODES para todo o Brasil.

Os produtos cartográficos do SFB utilizando os mapeamentos do PRODES são elaborados por meio de processamento digital de imagens de satélites da família Landsat ou equivalentes, com resolução espacial de 30 metros e escala de trabalho de 1:75.000, adotando como unidade mínima de mapeamento a área de um hectare (1ha). Os dados são compatíveis com a escala cartográfica de 1:250.000 do IBGE (Almeida *et al*., 2022). Após a sobreposição dos anos de mapeamentos do PRODES, foi realizado o geoprocessamento pelo SFB para verificação e correção da consistência entre os polígonos de desflorestamentos. Considerou-se como vegetação primária aquelas regiões que, desde o início do mapeamento do Cerrado, em 2000, não sofreram supressão total da vegetação original. Já a vegetação secundária, correspondeu as áreas que passaram por corte raso ou supressão completa da vegetação nativa e apresentam novas formações florestais. Na presente metodologia, a vegetação secundária não foi incorporada à base de vegetação remanescente, portanto não é objeto da acurácia deste mapeamento.

Para a identificação do tipo de fitofisionomia arbóreas e arbustiva nos mapeamentos de vegetação produzidos pelo SFB, realizou-se uma análise de sobreposição espacial com o mapa da classificação da vegetação do IBGE. O processamento consistiu na associação das formações vegetais dominantes e subdominantes do IBGE com os polígonos do mapeamento PRODES, considerando a escala cartográfica de 1:250.000 e seguindo os critérios metodológicos estabelecidos no *Manual Técnico da Vegetação Brasileira* (IBGE, 2022). A definição da fitofisionomia foi baseada na formação vegetal dominante presente em cada polígono. Considerou-se como classe representativa aquela cuja cobertura correspondeu a 50% ou mais da área do polígono no mapa de vegetação do IBGE. As áreas antrópicas foram tratadas separadamente e classificadas nas categorias “Outras Terras” e “Água”. Nas zonas de Tensão Ecológica, foi mantido apenas o registro da vegetação dominante indicado no mapa de vegetação do IBGE

Como esforço para harmonização das tipologias utilizadas globalmente pela FAO, a metodologia de mapeamento do SFB utiliza as áreas naturais mapeadas no PRODES sobrepostas ao mapeamento das fitofisionomias do IBGE. As áreas naturais sobrepostas as classes arbustivas do IBGE foram reclassificadas como "Outras Terras Arborizadas", de acordo com a tipologia adotada pela FAO. As fitofisionomias do IBGE consideradas como "Outras Terras Arborizadas" foram as classes: Campina da Amazônia e Caatinga-Gapó (Lb), Campo-de-Murundus ou Covoal, Campo-Rupestre (Sp), Parques em Savanas Estépicas (Tp), Parques

em Estepes (Ep), Restingas (Pm) e Refúgios (R). As outras fitofisionomias naturais com formações arbóreas no IBGE foram consideradas como “Florestas”, de acordo com a definição adotada pela FAO. As demais classes antrópicas e água foram consideradas em “Outras Terras”.

4.2.2 Amostras da acurácia do Mapeamento de Florestas Naturais no Cerrado

A avaliação da acurácia do mapeamento considerou a mesma terminologia e definição para quantificar a proporção das classes em "Floresta", "Outras Terras Arborizadas", "Outras Terras" que incluiu qualquer tema com "Água". Em termos de políticas públicas, a abordagem de comparação adotada seguiu os princípios de harmonização das informações da cobertura vegetal, permitindo a compatibilidade entre diferentes fontes de dados em todo o globo terrestre (Olofsson *et al*., 2014).

Para avaliação da acurácia do mapeamento foram empregados dois conjuntos independentes de amostras para serem comparadas, sendo um proveniente de sensoriamento remoto CEO e o outro das unidades amostrais do IFN vistoriadas em campo. A amostragem da CEO utilizou uma área em hexágono de 40 hectares e um quadrado centralizado de um hectare sobrepostos a séries temporais de imagens dos satélites Landsat e Sentinel dos anos de 2015 e 2021 como referência temporal e imagens de alta resolução espacial do Google para o ano de 2021, disponível na plataforma do CEO. Os dados de campo do IFN apresentam um esquema composto de subunidades amostrais, porém neste estudo foi utilizado somente a localização da coordenada central da unidade amostral, coincidindo com o ponto quadrático do hexágono utilizado na CEO. No caso do IFN a classificação da cobertura e uso da terra em campo foi obtida somente neste ponto central e entre os anos de 2016 até o ano de 2021.

A amostragem da CEO utilizando a malha regular de hexágonos coincidem exatamente com as localizações das amostras do IFN, totalizando 5.243 amostras (Figura 4). No painel de amostragem da plataforma CEO são observados visualmente por especialistas de Sensoriamento Remoto os tipos de regeneração, se plantada ou natural, a presença ou ausência de árvores em "Outras Terras", e as mudanças ocorridas que envolvem ganhos e perdas de madeira dentro do quadrado de um hectare ao centro. A contextualização espacial e temporal traz maior robustez na interpretação das classes das amostradas utilizadas para a avaliação da acurácia do mapeamento da vegetação natural.

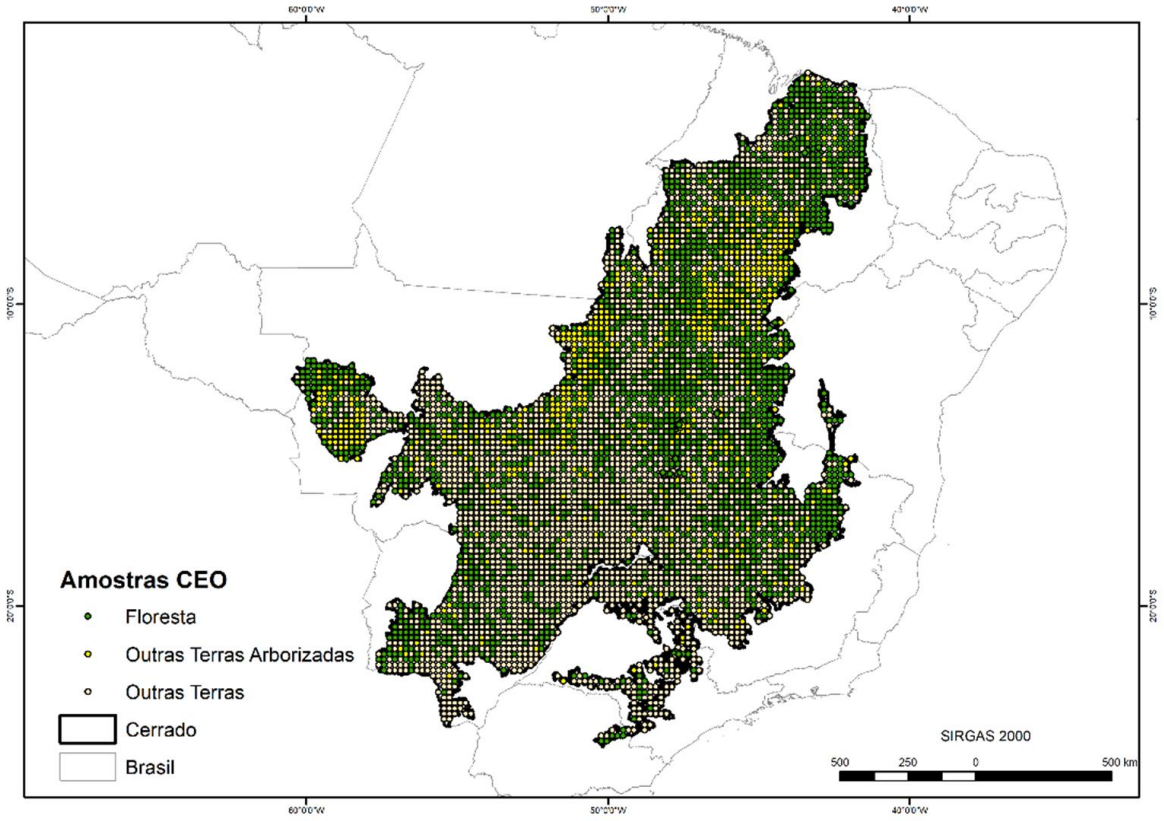


Figura 4 - Amostras obtidas por sensoriamento remoto na plataforma do CEO.

Os dados do IFN foram obtidos a partir do Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF), plataforma oficial mantida pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), que consolida dados nacionais sobre recursos florestais (BRASIL, 2025b). As unidades amostrais do IFN foram georreferenciadas e verificadas em campo com receptores de Sistema Global de Navegação por Satélite (sigla em inglês: GNSS), tendo como objetivo a classificação da vegetação no ponto central do conglomerado, desconsiderando as 4 subunidades de dados botânicos e biofísicos. O IFN abrange o levantamento de Árvores Fora da Floresta, consideradas aquelas árvores que ocorrem de forma isolada, localizadas em áreas definidas como Outras Terras Arborizadas (Figura 5).

As amostras utilizadas para a avaliação da acurácia do mapeamento de Floresta Natural no Cerrado, produzido pelo SFB, foram obtidas a partir dos dados do Inventário Florestal Nacional (IFN) disponibilizados no Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF). Foram selecionadas as unidades amostrais associadas ao tema Serrapilheira em Necromassa, considerando a variável de uso da terra registrada no ponto central da unidade amostral para o bioma Cerrado. Cada unidade amostral (UA) do IFN possui identificação única e data específica de vistoria de campo, o que permite a rastreabilidade temporal das observações. A partir da

sobreposição espacial das UAs com os polígonos do mapeamento da vegetação natural do SFB, foi possível relacionar as observações de campo com a classificação do mapa e com o histórico de desflorestamento associado a cada área. Essa associação permitiu comparar a classificação temática do mapa com as observações de campo do IFN, constituindo a base de referência para a construção da matriz de confusão e o cálculo das métricas de acurácia do mapeamento.

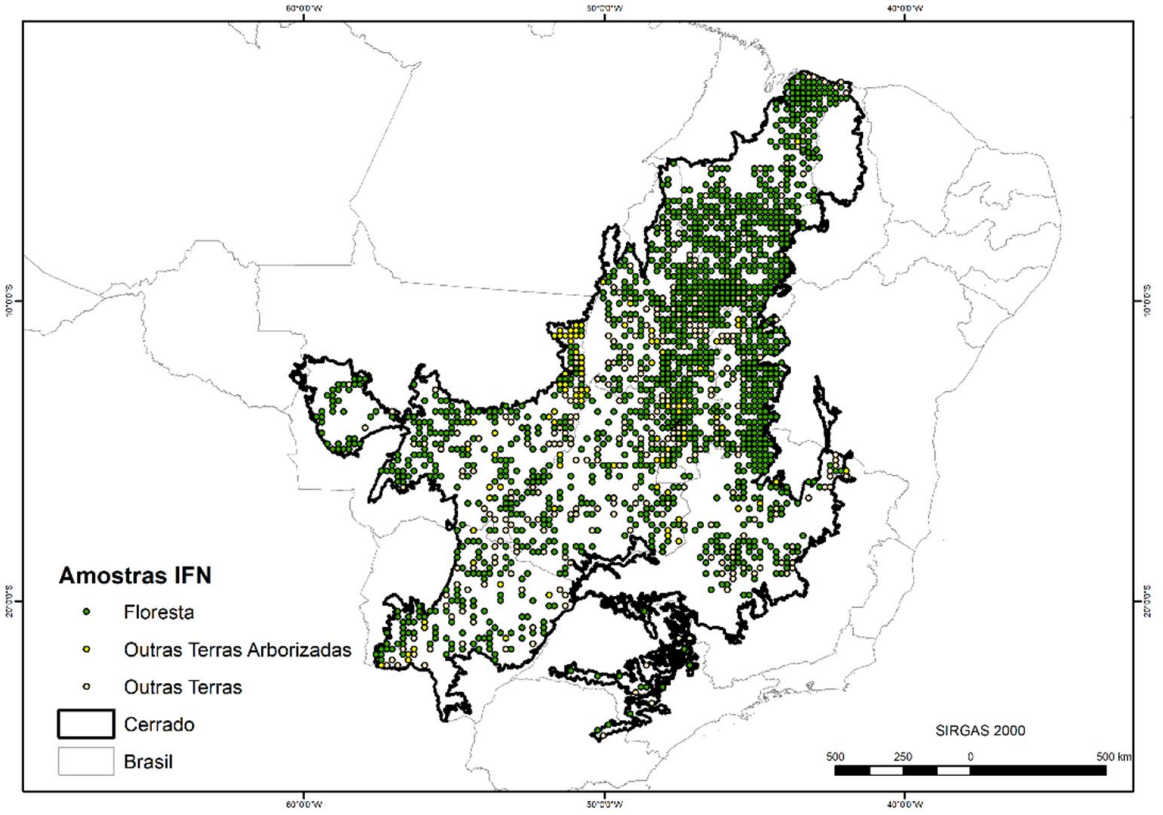


Figura 5 - Amostras obtidas do ponto central das unidades amostrais de campo do IFN.

A seleção das amostras do IFN foi realizada considerando a correspondência temporal entre a data de coleta dos dados de campo e o período de referência do mapeamento. A partir desse critério, foram identificadas 1.828 amostras válidas, nas quais não houve registro de desflorestamento anterior à realização do trabalho de campo. Por outro lado, 3.352 amostras foram descartadas por apresentarem ocorrência de desflorestamento anterior à campanha de campo do IFN, enquanto 63 amostras foram classificadas como corpos d'água. Ressalta-se que áreas florestais estabelecidas após eventos de desflorestamento são consideradas florestas secundárias e, portanto, não são incluídas no mapeamento de Florestas Naturais do SFB.

4.2.3 Análise estatística e determinação das acurácias

Considerando que as observações inerentes a variável de uso e cobertura da terra estão distribuídas aleatoriamente devido a alguma ação natural ou humana, pode-se analisar a amostragem sistemática com este fator de casualidade. O intervalo de confiança das amostras de validação foi definido ao nível de confiança de 95% e valor crítico t de *Student* igual a 1,96. Foram consideradas as médias e variâncias com base nas concordâncias entre as relações e o total das duas amostras avaliadas (CEO e IFN). Com o cálculo do erro padrão (EP – Fórmula 1) das amostras, foi possível estimar os limites inferior e superior do intervalo de confiança (IC – Fórmula 2) das estimativas. A precisão e acurácia do mapeamento de florestas naturais do bioma Cerrado levou em consideração a distribuição sistemática das amostras em todo o bioma, sem comprometer a variância, com intensidade amostral suficiente, quando comparada com a avaliação do PRODES (Parente *et al.*, 2021). Foram utilizadas as fórmulas da Acurácia Global (AG – Fórmula 3), do coeficiente Kappa (K – Fórmula 4) e indicadores de acurácia do Produtor (Fórmula 5) e do Usuário (Fórmula 6), conforme apresentado por Congalton; Green (2008)

$$EP = \sigma/\sqrt{(n)} \quad (1)$$

$$IC = \mu \pm Z \times EP \quad (2)$$

$$AG = (\Sigma acertos)/(totaldeamostras) \quad (3)$$

$$K = (Po - Pe)/(1 - Pe) \quad (4)$$

$$AcuráciadoProdutor = a_{ii}/\sum a_{ij} \quad (5)$$

$$AcuráciadoUsuário = a_{ii}/\sum a_{ji} \quad (6)$$

*em que: σ = desvio padrão das amostras e n = número de amostras avaliadas, μ = média da amostra, Z = valor crítico da distribuição normal (1,96 para 95% de confiança), EP = erro padrão, Po = proporção de observações corretamente classificadas (acurácia observada), Pe = proporção de acertos esperados ao acaso, a_{ii}= número de pixels corretamente classificados para a classe i, $\sum a_{ij}$ = total de pixels da classe i na referência (coluna da matriz de confusão) e $\sum a_{ji}$ = total de pixels classificados como classe i (linha da matriz de confusão),

A acurácia do produtor indica o quanto uma classe de uso ou cobertura da terra foi corretamente identificada em relação à realidade observada em campo. Ilustrando, por exemplo, quantas áreas de floresta realmente existentes foram mapeadas como floresta. Quando o valor é baixo, significa que houve erros de omissão, ou seja, áreas que deveriam ter sido classificadas

como floresta foram “omitidas” e classificadas em outras classes. Já a acurácia do usuário avalia o quanto do mapeamento realmente corresponde à realidade, respondendo à pergunta “se no mapa está classificado como floresta, qual a chance de ser floresta de verdade em campo?” Quando o valor é baixo, significa que houve erros de comissão, ou seja, a inclusão de áreas de pastagem como sendo áreas de floresta.

4.3 Resultados

No bioma Cerrado, a classificação geral do mapeamento de Florestas Naturais, Outras Terras houve e Outras Terras, comparada com as amostras por Sensoriamento Remoto do CEO apresentou acurácia global de 72% ± 1%. Quando comparada com as amostras de campo do IFN apresentou acurácia global de 68% ± 2%.

4.3.1 Acurácia do mapeamento com amostras CEO/FAO

Foram geradas as matrizes de confusão para as classes mapeadas a partir da sobreposição das amostras de validação do CEO sistematicamente distribuídas na totalidade do bioma Cerrado no ano de 2021. Do total de 5.243 amostras, 2.012 pontos amostrais foram classificados como floresta (38%), 2.576 como Outras Terras (50%) e 655 como Outras Terras Arborizadas (12%) (Tabela 1). Uma vantagem da amostragem sistemática do CEO é estimar rapidamente a extensão florestal do bioma com base nos percentuais amostrais, dispensando o processamento e geração de produtos cartográficos mais complexos.

A matriz de confusão indicou uma acurácia global de 71,7% para o mapeamento. Os principais erros de classificação ocorreram entre as classes Floresta e Outras terras, bem como na classe Outras terras arborizadas. Esta última apresentou os menores valores de acurácia do produtor (32,7%) e do usuário (41,5%), evidenciando elevada confusão temática com as demais classes. Esse padrão pode ser explicado pela natureza estruturalmente intermediária dessas formações no Cerrado, que frequentemente apresentam características espectrais semelhantes tanto a áreas florestais quanto a áreas antrópicas ou savânicas abertas, dificultando sua distinção em produtos de sensoriamento remoto. Estes resultados sugerem que a maior parte das Outras Terras Arborizadas deveriam estar dentro da classe de Floresta.

Tabela 1 - Matriz de confusão das amostras do CEO com as classes de mapeamento empregadas pelo SFB com os indicadores de acurácias do Produtor e do Usuário e seus intervalos de confiança (IC)

CEO	Floresta	Outras terras	Outras terras arborizadas	Total amostral
Floresta	1.335	449	228	2.012
Outras terras	290	2.213	73	2.576
Outras terras arborizadas	286	155	214	655
Resultado Total	1.911	2.817	515	5.243
		Indicadores		
	Produtor	IC	Usuário	IC
Floresta	70%	± 2,00%	66%	± 2,12%
Outras terras	79%	± 1,52%	86%	± 1,28%
Outras terras arborizadas	42%	± 4,26%	33%	± 4,05%

4.3.2 Acurácia do mapeamento com amostras do IFN

A checagem de campo realizada pelo Inventário Florestal Nacional (IFN) teve como objetivo registrar a condição de uso e cobertura da terra no ponto central das unidades amostrais, cujas coordenadas coincidem com os pontos utilizados no processo de validação no CEO. No total, foram analisadas 1.828 amostras do IFN, cuja localização foi sobreposta aos pontos interpretados no CEO e ao histórico de mapeamento da vegetação natural produzido pelo SFB. As amostras foram relacionadas às respectivas datas de vistoria em campo, realizadas entre os anos de 2016 e 2021. Desse total, aproximadamente 600 amostras correspondem a vistorias realizadas em 2017 e cerca de 1.000 amostras em 2018, enquanto as demais amostras encontram-se distribuídas nos outros anos do período analisado.

Na análise da Tabela 2, comparou-se a concordância entre as classes de mapeamento do SFB e os dados de campo do IFN para avaliar a acurácia do mapeamento. Os resultados revelaram uma acurácia global (AG) de 68% ± 2,13% e um índice Kappa considerado insatisfatório, uma vez que valores inferiores a 70% indicam concordância limitada entre os métodos. A maior contribuição para a redução da acurácia foi a confusão entre Floresta e Outras terras arborizadas, com 226 amostras classificadas como áreas arborizadas no mapa, mas identificadas como Floresta nas observações de campo do IFN. Adicionalmente, observou-se elevada confusão entre áreas classificadas como Outras terras no IFN e a classe Floresta no mapa, totalizando 191 amostras. Esse padrão sugere uma tendência do mapeamento em superestimar formações com cobertura arbórea, possivelmente associada à presença de

vegetação secundária, mosaicos agropecuários ou formações savânicas com árvores dispersas, características comuns no bioma Cerrado.

Tabela 2 - Matriz de confusão das amostras de campo do IFN com as classes de mapeamento do SFB com os indicadores de acurácias do Produtor e do Usuário e seus intervalos de confiança (IC)

Amostras IFN	Floresta	Outras terras	Outras terras arborizadas	Total amostral
Floresta	1.170	53	226	1.449
Outras terras	191	32	68	291
Outras terras arborizadas	35	6	47	88
Total Resultado	1.396	91	341	1.828
		Indicadores		
	Produtor	IC	Usuário	IC
Floresta	84%	±1,90%	81%	± 2,07%
Outras terras	35%	± 9,81%	11%	± 6,43%
Outras terras arborizadas	14%	± 3,66%	53%	± 5,29%

4.4 Discussão

Neste estudo, as amostras obtidas por sensoriamento remoto disponibilizadas pela plataforma do CEO apresentam resolução espacial mais refinada em comparação à resolução espacial em 1 hectare de área mínima de mapeamento do Cerrado do Serviço Florestal Brasileiro. Essa diferença de escala entre as bases é um fator relevante para a análise comparativa da área mínima de floresta estipulada em 0,5 hectare. Os resultados obtidos a partir das duas abordagens de amostragem indicam que uma parcela significativa das áreas classificadas como Outras Terras Arborizadas apresenta confusão temática com a classe Floresta. Em particular, estima-se que entre 14% e 42% das áreas identificadas como Outras Terras Arborizadas tenham sido classificadas como Florestas no mapa. Por outro lado, entre 33% e 53% das áreas pertencentes à classe Outras Terras Arborizadas foram classificadas como outras categorias, principalmente Florestas ou Outras Terras.

Esses resultados evidenciam a elevada dificuldade de distinção dessa classe no processo de mapeamento, possivelmente associada às características estruturais intermediárias dessas formações no bioma Cerrado. Os resultados de acurácia obtidos neste estudo corroboram com as análises realizadas por Beuchle *et al*. (2015), que identificaram baixa concordância na distinção entre Cobertura Arbórea e Outras Terras Arborizadas em paisagens heterogêneas e sazonais do Cerrado, sobretudo quando as formações apresentam altura próxima a 5 m. Essa

dificuldade taxonômica, aliada à elevada fragmentação da vegetação, aumenta a probabilidade de erro em classificações automatizadas. De forma semelhante, Hansen *et al*. (2008) constataram que áreas com cobertura arbórea inferior a 30% foram frequentemente classificadas de forma incorreta como Outras Terras Arborizadas em mapeamentos equivalentes.

As diferentes abordagens utilizadas para validar a classe Floresta geram inconsistências significativas no mapeamento dos remanescentes florestais. Essa falta de diferenciação pode resultar em uma subestimativa substancial da perda de vegetação natural (Tropek *et al*., 2014). Além disso, métricas como a contagem da cobertura arbórea em florestas plantadas, a contabilização do ganho de área florestal e a delimitação de vegetações arbóreas com menos de 5 m de altura, quando realizadas apenas com base na reflectância espectral de pixels de 30 m, exigem cautela. Tais limitações reforçam a importância de considerar definições consistentes de uso da terra e escalas compatíveis com os mapeamentos em áreas heterogêneas (Hansen *et al*., 2014).

A definição de florestas adotada pela FAO, quando aplicada em análises utilizando pixels de 30 m, ou até mesmo de 10 m, levanta questionamentos importantes sobre sua capacidade de representar adequadamente a dinâmica de alteração do uso da terra em ecossistemas tropicais (Chazdon *et al*., 2016). Essa limitação é relevante em paisagens heterogêneas onde ocorrem transições graduais entre formações florestais, savânicas, campestres e herbáceas. Em tais contextos, a classificação discreta pode superestimar áreas de florestas plantadas ou subestimar a fragmentação de remanescentes naturais, comprometendo a acurácia das estimativas da área florestal (Comber; Kuhn, 2018). As áreas florestais dos países relatadas por correspondentes nacionais apresentam área florestal global maior em todos os anos analisados quando comparados com as estimativas pela FAO. A maior parte da diferença na área florestal global se encontra na África e na Oceânia, onde estão relacionados à dificuldade em identificar formações florestais abertas em Outras Terras Arborizadas e quantificar os percentuais de cobertura de arbustos e árvores utilizando dados de imagens oriundas de sensoriamento remoto (FAO, 2020).

A evolução e o acesso a imagens de satélite de 10 m de pixel com a plataforma do CEO possibilitam novas análises mais consolidadas da cobertura florestal desde 2018. Dados de sensoriamento remoto com resoluções temporais mais detalhadas permitem relacionar a dinâmica da densidade da cobertura florestal com os processos de desmatamento de forma mais precisa (Bera *et al*., 2022). Nesse contexto, as duas maneiras predominantes para a estimativa de áreas de cobertura e uso da terra (amostragem estatística e classificação de imagens), podem

ser integradas com a dinâmica das formações florestais de forma espacialmente explícita, a fim de melhorar a precisão das estimativas de emissões e remoções de carbono para a atmosfera (Maniatis *et al*., 2021). Essa integração pode ser uma solução viável para atender às exigências metodológicas de relatórios internacionais com estimativas de carbono como os níveis de referência de emissões florestais (FREL), garantindo maior transparência e confiabilidade nos mapeamentos e compromissos climáticos globais.

4.5 Conclusão

A avaliação da acurácia do mapeamento de vegetação natural no Cerrado indicou bom desempenho na identificação da classe de Florestas Naturais, que apresentou 84% de acurácia do produtor e 81% de acurácia do usuário quando comparada às observações de campo do Inventário Florestal. Esses resultados demonstram que a metodologia adotada é adequada para o monitoramento dos remanescentes florestais do bioma, permitindo acompanhar a distribuição e a dinâmica dessas formações com nível satisfatório de confiabilidade.

Por outro lado, a classe Outras Terras Arborizadas apresentou maiores níveis de confusão temática, refletindo a dificuldade em distinguir formações vegetais estruturalmente intermediárias típicas do Cerrado, como savanas arborizadas, áreas com regeneração natural e mosaicos agropecuários com árvores isoladas. Essa condição pode resultar tanto na subestimação de pequenos fragmentos florestais quanto na superestimação de áreas não naturais com presença esparsa de árvores, evidenciando limitações inerentes à classificação baseada predominantemente em dados espectrais de imagens de satélite.

Diante desse cenário, os resultados indicam a necessidade de aprimoramentos metodológicos na distinção entre formações naturais com diferentes níveis de cobertura arbórea. Entre as possibilidades de refinamento destacam-se a definição de uma área mínima mapeada, o estabelecimento de limiares de cobertura arbórea e a incorporação de variáveis estruturais da vegetação, como a altura das árvores, obtidas por produtos de sensoriamento remoto calibrados em campo. O avanço nesses aspectos é fundamental para aumentar a precisão do mapeamento da vegetação do Cerrado e fortalecer a confiabilidade das estimativas utilizadas no monitoramento ambiental e na formulação de políticas públicas voltadas à conservação das florestas e às estratégias de mitigação das mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C. A.; RODRIGUES, M. H.; PEREIRA, L. A.; COSTA, F. J.; SANTOS, R. M.; OLIVEIRA, V. A.; MARTINS, T. S.; SILVA, P. R.; MORAES, A. L.; FERREIRA, D. **Metodologia utilizada nos sistemas PRODES e DETER.** 2. ed. São José dos Campos: INPE, 2022.

ARRUDA, V. L. S.; PEREIRA, A. A.; SILVA, J. M. C.; RIBEIRO, D. B.; ALENCAR, A.; PIVELLO, V. R.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, J. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; COCHRANE, M. A. Assessing four decades of fire behavior dynamics in the Cerrado biome (1985 to 2022). **Fire Ecology**, v. 20, n. 1, p. 64, 2024.

BERA, D.; SAHA, S.; DAS, S.; SARKAR, R.; ROY, S.; MUKHERJEE, A.; CHAKRABORTY, S.; BANERJEE, A.; GHOSH, S.; MONDAL, P.; BHATTACHARYA, B. Assessment of forest cover loss and impacts on ecosystem services: coupling of remote sensing data and people's perception in the dry deciduous forest of West Bengal, India. **Journal of Cleaner Production**, v. 356, p. 131763, 2022.

BEUCHLE, R.; GRECI, L.; BRINK, A.; BODART, C.; BRUS, J.; MAYAUX, P.; ACHARD, F. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127, 2015.

BEY, A.; SAAH, D.; SANCHEZ, M.; VOGELMANN, J.; GUTMAN, G.; STRAHLER, A.; STEHMAN, S.; TOWNSHEND, J. Collect Earth: land use and land cover assessment through augmented visual interpretation. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 807, 2016.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro. Florestas naturais. Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF), 2025a. Disponível em: https://snif.florestal.gov.br/pt-br/temas-florestais/recursos-florestais/florestas-naturais. Acesso em: 3 out. 2025.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro. Painel da regularização ambiental. 2025b. Disponível em: https://www.gov.br/florestal/pt-br/assuntos/regularizacao-ambiental. Acesso em: 7 jul. 2025.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro. Serapilheira. Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF), 2025c. Disponível em: https://dados.florestal.gov.br/dataset/ifn-serapilheirapor-uf_disp-set2025.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro. **Manual de campo: procedimentos para coleta de dados biofísicos e socioambientais**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2021. Disponível em: https://snif.florestal.gov.br/pt-br/temas-florestais/ifn/manual-ifn. Acesso em: 25 jul. 2025.

CHAZDON, R. L.; LACHER JR., T. E.; VAN BREUGEL, M.; SIMON, M.; FISHER, J. B.; VILLAR, R.; CARRERO, M. A.; LAMB, D.; GARCÍA, H. F.; MOLINA, A. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. **Ambio**, v. 45, n. 5, p. 538-550, 2016.

COELHO-JUNIOR, M. G.; VALDIONES, A. P.; SHIMBO, J. Z.; SILGUEIRO, V.; ROSA, M.; MARQUES, C. D. L.; AZEVEDO, T.; ALENCAR, A.; RIBEIRO, V.; CARVALHO, T. S.; ALMEIDA, C. A.; SOARES-FILHO, B. S. Unmasking the impunity of illegal deforestation in the Brazilian Amazon: a call for enforcement and accountability. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 4, 041001, 2022.

COMBER, A.; KUHN, W. F. Fuzzy difference and data primitives: a transparent approach for supporting different definitions of forest in the context of REDD+. **Geographica Helvetica**, v. 73, n. 2, p. 151-163, 2018.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.

CORRÊA, I. C. A.; SILVA, R. T.; OLIVEIRA, M. F.; SANTOS, L. A.; PEREIRA, F. R.; LIMA, A. C.; COSTA, G. R.; MORAES, D. F.; ALMEIDA, P. H.; FERREIRA, V. F. Classification of the relief of deforested areas in the Cerrado of Tocantinense in the period from 2012 to 2022. **Revista de Geomorfologia**, v. 5, n. 2, p. 191-202, 2024.

CURTIS, P. G.; SLAY, C. M.; HARRIS, N. L.; FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; FERREIRA, L. G.; GROSS, J.; MCDONALD, R. I.; MUNOZ, M. C.; HANSEN, M. Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, n. 6407, p. 1108-1111, 2018.

FAO. **Forest resources assessment 2020**. Roma: FAO, 2020.

FAO. **Global forest resources assessment 2025: Brazil**. Roma: FAO, 2025b. Disponível em: https://openknowledge.fao.org/items/63d616da-018d-43c9-8af3-a8ce8c15a778. Acesso em: 07 jul. 2025.

FAO. **How much do large-scale and small-scale farming contribute to global deforestation?** Roma: FAO, 2023.

FAO. **Terms and definitions FRA 2025: Forest resources assessment working paper**. Roma: FAO, 2025a. Disponível em: https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/a6e225da-4a31-4e06-818d-ca3aeadfd635/content. Acesso em: 07 jul. 2025.

HANSEN, M. C.; WANG, L.; SONG, X.-P.; TYUKAVINA, A.; TURUBANOVA, S.; POTAPOV, P. V.; STEHMAN, S. V. The fate of tropical forest fragments. **Science Advances**, v. 6, n. 11, p. eaax8574, 2020.

HANSEN, M. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; POTAPOV, P.; PITTMAN, K.; Comparing annual MODIS and PRODES forest cover change data for advancing monitoring of Brazilian forest cover. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 10, p. 3784-3793, 2008.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MARGONO, B.; STEHMAN, S. V.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A. Response to comment on 'High-resolution global maps of 21st-century forest cover change'. **Science**, v. 344, n. 6187, p. 981, 2014.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico: inventário das formações florestais e campestres: técnicas e manejo de coleções botânicas: procedimentos

para mapeamentos. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/terras-e-vegetacao/vegetacao/22513-manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.html. Acesso em: jun. 2025.

LESIV, M.; PFEIFFER, M.; MÖLLER, D.; ZIMMER, A.; MÜLLER, R.; LÖFFLER, T.; FISCHER, R.; SCHNEIDER, A.; HUGHES, A.; KOCH, B. Global forest management data for 2015 at a 100 m resolution. **Scientific Data**, v. 9, n. 1, p. 199, 2022.

MANIATIS, D.; DIONISIO, D.; GUARNIERI, L.; MARCHI, G.; MOLLICONE, D.; MORALES, C.; SANCHEZ-PAUS DÍAZ, A. Toward a more representative monitoring of land-use and land-cover dynamics: the use of a sample-based assessment through augmented visual interpretation using Open Foris Collect Earth. **Remote Sensing**, v. 13, n. 21, p. 4197, 2021.

MATRICARDI, E. A. T.; SILVA, J. R.; PEREIRA, L. F.; SANTOS, R. M.; OLIVEIRA, F. C.; LIMA, A. P.; COSTA, V. S.; ALMEIDA, D. R.; FERREIRA, H. L.; SOUZA, M. Dinâmica no uso e cobertura da terra na região do MATOPIBA entre 2000 e 2016. **Nativa**, v. 7, n. 5, p. 547-555, 2019.

OLIVEIRA, M. T.; SANTOS, P. R.; LIMA, G. F.; COSTA, J. M.; FERREIRA, A. L.; SOUZA, C. F.; RIBEIRO, H. S.; PEREIRA, E. A.; ALMEIDA, T. R.; MENDES, L. Mapeamento da vegetação do Cerrado – uma revisão das iniciativas de sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 72, p. 1250-1274, 2020.

OLOFSSON, P.; PEREIRA, R.; SMITH, J.; JOHNSON, L.; MARTINEZ, A.; GOMEZ, F.; LEE, H.; KIM, S.; CHEN, Y.; PATEL, R. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. **Remote Sensing of Environment**, v. 148, p. 42-57, 2014.

PARENTE, L.; SOUSA, M.; ALMEIDA, T.; FERREIRA, P.; COSTA, A.; RIBEIRO, J.; LIMA, R.; MENDES, F.; SANTOS, C.; OLIVEIRA, D. Quality assessment of the PRODES Cerrado deforestation data. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 21, p. 100444, 2021.

POTAPOV, P.; LI, X.; HERNANDEZ-SERNA, A.; TYUKAVINA, A.; HANSEN, M. C.; KOMMAREDDY, A.; PICKENS, A.; TURUBANOVA, S.; ZAREMBO, A.; HOFTON, M. Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. **Remote Sensing of Environment**, v. 253, p. 112165, 2021.

POTAPOV, P.; TURUBANOV, M.; GONG, P.; FRIDEN, J.; SIMONOV, K.; FENG, L.; RAHMAN, A.; WANG, Y.; LI, H.; ZHANG, X. The Global 2000-2020 land cover and land use change dataset derived from the Landsat archive: first results. **Frontiers in Remote Sensing**, v. 3, 2022.

RIBEIRO, H. D. F.; SOUZA, L. R.; PEREIRA, J. C.; ALMEIDA, F. C.; COSTA, A. P.; LIMA, G. R.; MENDES, T.; FERREIRA, H.; OLIVEIRA, M.; SANTOS, R. Dinâmica espaço-temporal do desmatamento nos territórios da cidadania no Nordeste Goiano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 3, p. 1180-1196, 2019.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado**. 1. ed. Brasília: Embrapa, 1998.

SANO, E. E.; BATISTI, A.; SILVA, J. S.; FERREIRA, P.; OLIVEIRA, L.; CARVALHO, R.; SOUZA, M.; COSTA, F.; ALMEIDA, G.; MENDES, H. Cerrado ecoregions: a spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818-828, 2019.

SILVA, V. S.; PEREIRA, L. R.; COSTA, F.; OLIVEIRA, M.; SANTOS, R.; LIMA, G.; MENDES, T.; FERREIRA, H.; ALMEIDA, J.; SOUZA, D. Discriminação de classes de cobertura vegetal em uma região de transição Amazônia/Cerrado no estado de Mato Grosso por meio de imagens do satélite ALOS-2/PALSAR-2. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 73, n. 1, p. 1-16, 2021.

TROPEK, R.; PEREIRA, M.; SILVA, J.; OLIVEIRA, A.; LIMA, R.; COSTA, P.; ALMEIDA, F.; MENDES, G.; FERREIRA, H.; SOUZA, D. Comment on 'High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change'. **Science**, v. 344, n. 6187, p. 981, 2014.

UEHARA-PRADO, M.; SANTOS, R.; PEREIRA, J.; ALMEIDA, F.; COSTA, L.; LIMA, G.; MENDES, T.; FERREIRA, H.; OLIVEIRA, M.; SILVA, D. Programa Monitora e avaliação do risco de extinção da fauna no Brasil: lacunas e sinergias. **Biodiversidade Brasileira**, v. 15, n. 2, p. 67-84, 2025.

ZAIATZ, A. P. S. R.; LIMA, G.; COSTA, F.; ALMEIDA, J.; OLIVEIRA, M.; SANTOS, R.; PEREIRA, J.; MENDES, T.; FERREIRA, H.; SILVA, D. Agricultural land use and cover change in the Cerrado/Amazon ecotone: a case study of the Upper Teles Pires River Basin. **Acta Amazonica**, v. 48, n. 2, p. 168-177, 2018.

5 CAPÍTULO 3

ESTIMATIVA DE BIOMASSA AÉREA NO BIOMA CERRADO USANDO DADOS DE ALTURA DO DOSSEL

(Tradução do Artigo https://doi.org/10.3390/f15030507 publicado em 08 de março de 2024 – Apêndice 1)

RESUMO

As adaptações às mudanças climáticas dependem da compreensão da dinâmica dos estoques de biomassa vegetal no planeta. Os altos níveis de desmatamento no Cerrado transformaram este bioma na segunda maior fonte brasileira de emissões de carbono. O objetivo deste estudo foi desenvolver um método para estimar com precisão os valores de biomassa total acima do solo entre arbustos, savanas e florestas localizadas no bioma Cerrado usando uma equação alométrica ajustada a partir da altura do dossel obtida por meio de sensores ópticos e laser. Os resultados mostram similaridade entre as estimativas empregadas pelo nosso método e os dados encontrados na revisão da literatura para diferentes fitofisionomias no bioma Cerrado. Formações de arbustos mostraram maiores incertezas na estimativa de biomassa devido à descontinuidade de árvores isoladas e à menor altura do dossel quando comparadas com dossel de árvores mais agrupadas em savanas e dossel mais alto em florestas. As estimativas de biomassa acima do solo estão relacionadas a fatores de expansão, e mapas específicos foram desenvolvidos para cada compartimento de raiz, serapilheira e necromassa. A soma desses compartimentos é apresentada no mapa de biomassa florestal acima e abaixo do solo. Este estudo apresenta, pela primeira vez, o mapeamento da biomassa total em pixels de 10 m de todas as regiões do bioma Cerrado.

Palavras-chave: Arbustos, Biomassa Total, Savana Sensoriamento Remoto, Floresta.

5.1 Introdução

As savanas cobrem um quinto da superfície terrestre global, contribuindo com um terço da produtividade primária líquida terrestre total e são responsáveis por mais da metade das emissões globais de carbono causadas por incêndios florestais (Zhou *et al.*, 2022). As savanas da América do Sul, encontradas no domínio do Cerrado, apresentam notáveis sumidouros de

carbono e permanecem ameaçadas pela expansão das atividades agrícolas e pela mudança nos regimes de fogo (Terra *et al.*, 2023). Embora o bioma Cerrado cubra cerca de 23% do território brasileiro, apenas 2,5% dessa área é protegida (Almeida *et al.*, 2022; Sano *et al.*, 2019; Sano; Almeida; Ribeiro, 2008). A vegetação nativa do Cerrado é severamente afetada pela degradação e desmatamento e, consequentemente, vem sendo fragmentada desde a década de 1970 (Ribeiro *et al.*, 2011). A conversão do uso da terra para agricultura neste bioma está ocorrendo significativamente em vastas áreas nativas com grande potencial para armazenamento de carbono terrestre e do solo (Castro; Kauffman, 1998). Apesar da rica e complexa biodiversidade, ainda existem poucos estudos para estimar a biomassa acima e abaixo do solo da vegetação do Cerrado (Righi *et al.*, 2023). Altas taxas de desmatamento e mudanças no uso da terra colocam o bioma como a segunda maior fonte brasileira de emissões de gases de efeito estufa (GEE), (BRASIL, 2022). Devido à heterogeneidade da estrutura da vegetação no Cerrado, os estoques e distribuição da biomassa aérea são altamente variáveis, tornando os esforços de mapeamento e monitoramento não triviais (Zimbres *et al.*, 2021).

A obtenção de estimativas precisas do estoque de carbono nas diferentes fitofisionomias que compõem o Cerrado é extremamente importante para apoiar planos de manejo florestal sustentável (Oliveira *et al.*, 2019). A modelagem do crescimento e produção de biomassa após a implementação de sistemas de manejo em áreas de Cerrado é decisiva para a compreensão do processo de sucessão vegetal, especialmente em relação às mudanças no acúmulo de biomassa ao longo do tempo (Azevedo *et al.*, 2022; Laurin *et al.*, 2019). Dados de plataformas de sensoriamento remoto multissensores combinados com dados de inventários florestais, especialmente altura das árvores, são recursos tecnológicos eficientes para quantificar a biomassa aérea em larga escala (Bispo *et al.*, 2020). O uso de tecnologia laser combinada com sensoriamento remoto permite o mapeamento rápido da estrutura e densidade da biomassa, relacionando regimes de incêndio florestal e dinâmica da vegetação, o que é considerado benéfico para alcançar estratégias de mitigação de emissões de carbono em ecossistemas de savana (Costa *et al*., 2021; Roitman *et al.*, 2018; Zimbres *et al.*, 2021).

O tipo de vegetação predominante no bioma Cerrado é o Cerrado sensu stricto, que é identificado como uma floresta de savana com 10% a 60% de cobertura do dossel e altura média das árvores de 3 a 7 m (Ribeiro; Walter, 1998). Nas regiões centrais do Brasil, a distribuição da biomassa vegetal em diferentes fitofisionomias varia de acordo com a estrutura das formações, desde arbustos, savanas e florestas densas (Miranda *et al.*, 2014). Pesquisas realizadas em campo para quantificar a biomassa vegetal em zonas de transição entre biomas são raras, mas essenciais para a compreensão dos estoques de carbono nos diferentes tipos de vegetação

(Barros *et al.*, 2022). De acordo com Costa *et al*. (2020), a biomassa da serapilheira superficial em florestas tropicais é afetada por muitas variáveis, como clima, estrutura edáfica e vegetação, com uma produção crescente de serapilheira desde pastagens até florestas. Este fato pode aumentar ainda mais a variabilidade da relação entre as proporções das partes da biomassa, dificultando a padronização da dinâmica da biomassa entre estruturas de vegetação herbácea, arbustiva e florestal de diferentes fitofisionomias. A resiliência de diferentes tipos de florestas tropicais secas, comumente chamadas de Matas Secas, dentro do bioma Cerrado e em zonas de transição com a Caatinga é importante para a manutenção e provisão de serviços ecossistêmicos (Maia *et al.*, 2020). Portanto, é crucial entender as interações ecológicas entre clima e estratos de biomassa nas diferentes fitofisionomias do Cerrado para o desenvolvimento de estratégias de gestão ambiental no contexto das mudanças climáticas.

Assim, o presente estudo assume a existência de uma relação linear entre a altura das árvores e os estoques de biomassa florestal nas diferentes fitofisionomias do bioma Cerrado e tem como principais objetivos realizar uma revisão sistemática dos valores de referência de biomassa do Cerrado publicados, aplicando essas informações para avaliar metodologias para a estimativa da biomassa florestal total. As análises são realizadas usando dois conjuntos de dados de amostragem independentes, baseados em medições passadas e uma revisão sistemática recente de biomassa acima do solo com valores de parcelas amostrais. A estimativa de biomassa acima do solo é testada usando uma equação alométrica desenvolvida a partir da altura do dossel obtida via modelo digital e comparada com as parcelas amostrais. Os outros componentes da biomassa (raízes, serapilheira e necromassa) são estimados para somar à biomassa total usando fatores de expansão acima do solo (BEF) obtidos de diferentes fontes.

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Fluxograma da metodologia e área de estudo

A metodologia deste estudo envolveu uma revisão sistemática dos valores de biomassa relatados para o bioma Cerrado, bem como a comparação da variância nas estimativas indiretas de biomassa acima do solo usando equação alométrica linear com altura do dossel por meio de um modelo digital (Figura 6). Para a estimativa da biomassa acima do solo, a equação alométrica proposta em (Bispo *et al.*, 2020) foi implementada na plataforma Google Earth Engine em função da altura do dossel, que foi obtida dos resultados fornecidos em (Lang *et al.*, 2023). Os valores de pixel das alturas do dossel foram convertidos em valores de biomassa

acima do solo, incluindo a necromassa em árvores em pé. Os valores de altura do dossel definiram os estratos verticais para classificações de formações de arbustos, savanas e florestas. Para validar os valores de biomassa estimados, dois conjuntos de amostras foram testados: o primeiro fornecido em (Roitman *et al.*, 2018) denominado Inventário Florestal, e o segundo obtido pela composição dos valores médios de cada fragmento inventariado encontrado nos artigos de revisão sistemática da área de estudo denominados Artigos Científicos (Figura 7). Os conjuntos de amostras foram avaliados por meio da análise de variância usando o teste F a 5% de probabilidade para identificar se havia diferenças significativas entre os conjuntos de amostras e os valores estimados.

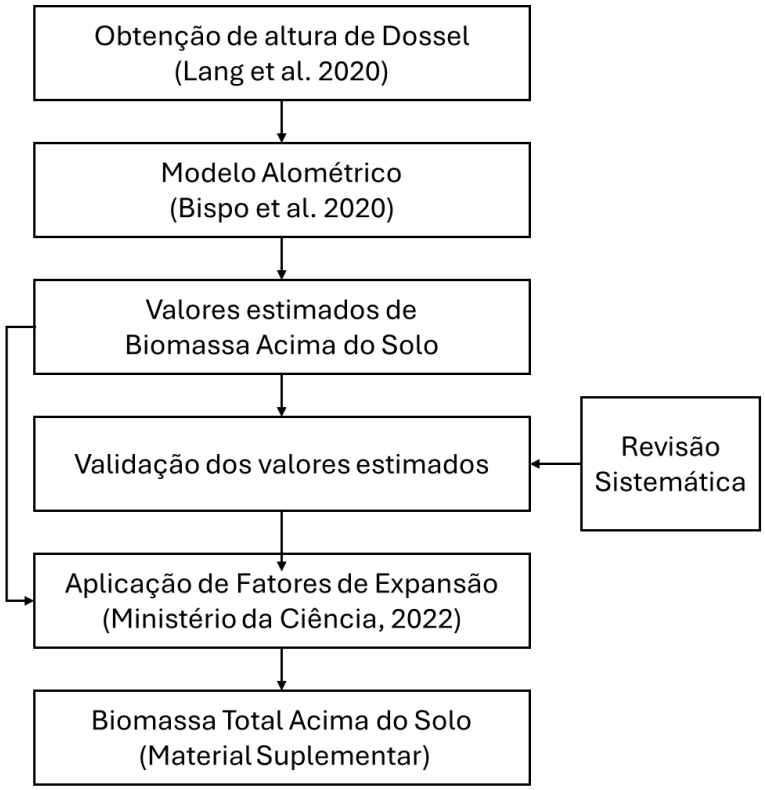


Figura 6 - Fluxograma da metodologia utilizada para estimar a biomassa florestal no bioma Cerrado estudado.

Proporções dos compartimentos de estoque de biomassa em relação à biomassa total acima do solo foram estimadas com base em fatores de expansão de biomassa obtidos no 4º Relatório de Comunicação do Inventário Nacional de Gases de Efeito Estufa (BRASIL, 2022). Um fator de expansão de biomassa é um fator de multiplicação que permite a estimativa de um componente da biomassa a partir de outro componente da biomassa. Existem muitas aplicações diferentes de fatores de expansão de biomassa; alguns usos comuns incluem a estimativa de biomassa acima do solo a partir do volume de madeira (Wu *et al.*, 2022) e a estimativa de

biomassa total acima do solo (incluindo fuste, galhos e folhagem) a partir da biomassa do fuste (Andrade; Segura; Somarriba, 2022; Sanquetta; Corte; Silva, 2011). Quando a biomassa abaixo do solo é considerada, é usada uma razão raiz-parte aérea, dividindo a biomassa da raiz pela biomassa acima do solo correspondente (Sanquetta; Corte; Silva, 2011). Neste estudo, os valores dos fatores de expansão obtidos em (BRASIL, 2022) foram agrupados para estruturas de formação de arbustos, savana e floresta pela classificação das alturas do dossel. A biomassa total para todo o bioma Cerrado no Brasil foi estimada somando os compartimentos de biomassa acima do solo (obtidos a partir das alturas do dossel e do modelo de regressão), necromassa, serapilheira e biomassa abaixo do solo de raízes (obtidos a partir dos fatores de expansão), permitindo a derivação de relações entre partes acima e abaixo do solo e entre componentes vivos e mortos.

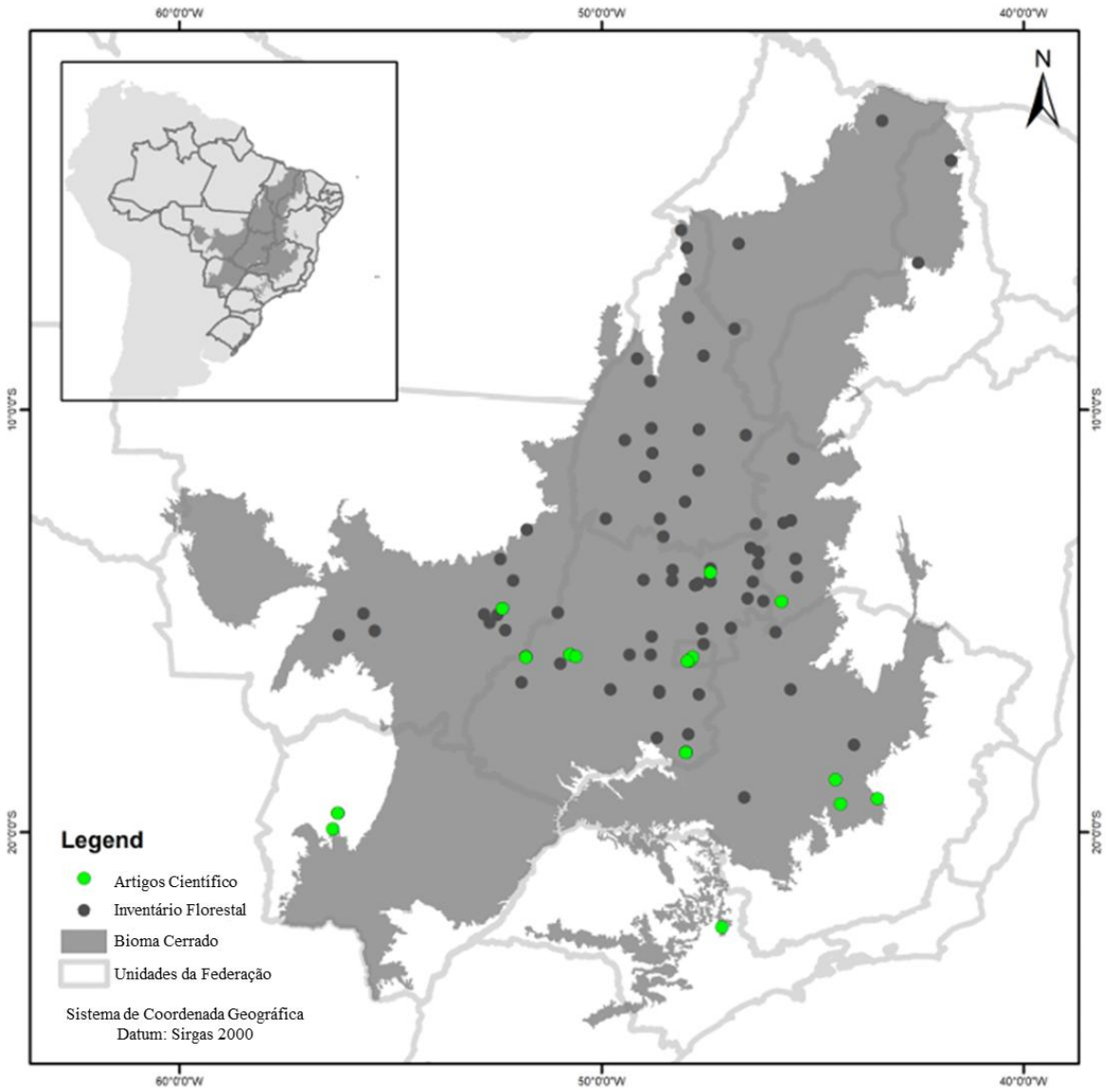


Figura 7 - Área de estudo com dois conjuntos de amostras sobre biomassa acima do solo no Cerrado.

5.2.2. Amostras de biomassa de estudos publicados

A metodologia utilizada nesta pesquisa foi baseada nas recomendações de revisão sistemática propostas em (Gonçalves, 2019). O levantamento sistemático utilizou recursos documentais em periódicos científicos que relataram valores de biomassa florestal acima do solo no Cerrado, visando identificar metodologias relacionadas a diferentes fitofisionomias dentro do bioma. A busca sistemática por artigos científicos de revisão foi realizada em junho de 2023, usando a plataforma de banco de dados Periódicos CAPES com o recurso "Busca Avançada", inserindo os termos "forest AND aboveground AND biomass AND cerrado". Todos os artigos científicos com valores de estimativa de biomassa de 1998 a 2023 foram analisados, incluindo todas as publicações disponíveis nas coleções até a data de junho de 2023. Vale ressaltar que o escopo da pesquisa de biomassa florestal no Cerrado é amplo, com um vasto conjunto de dados disponível, e uma análise sistemática é recomendada para resumir os valores encontrados, possivelmente revelando relações relevantes, mas ainda pouco exploradas (Donthu *et al.*, 2021).

Os critérios de inclusão e exclusão para os resultados dos artigos foram analisados com base no uso potencial dos valores de biomassa apresentados, envolvendo biomassa acima do solo viva e morta, com amostragem de campo ou estimativa direta de biomassa no bioma Cerrado. Apenas estimativas de formações naturais foram consideradas, excluindo plantações ou espécies exóticas. Quando disponível, as seguintes informações foram compiladas dos artigos: localização, área da parcela, data de amostragem, tipo de fitofisionomia, método de medição, valores de diâmetro e altura das árvores, número de indivíduos por hectare, equações hipsométricas, volumétricas e alométricas empregadas, densidade básica da madeira das espécies dominantes, área basal, valores médios e de desvio padrão da biomassa (acima do solo, raízes, serapilheira e total).

Os valores de biomassa florestal acima do solo foram avaliados de acordo com as proporções de biomassa florestal viva e morta, tanto acima como abaixo do solo. Um total de 67 documentos foram revisados com base nos critérios de busca utilizados, e 16 foram selecionados para as análises do presente estudo (Figura 7) (Castro; Kauffman, 1998; Ribeiro *et al*., 2011; Miranda *et al.*, 2014; Peixoto *et al.*, 2017; Roitman *et al*., 2018; Oliveira *et al*., 2019; Bispo *et al.*, 2020; Costa *et al*., 2020; Maia *et al.*, 2020; Zimbres *et al.*, 2020, 2021; Costa *et al*., 2021; Azevedo *et al*., 2022; Barros *et al.*, 2022; Righi *et al.*, 2023; Terra *et al.*, 2023).

5.2.3. Valores de altura do dossel para o bioma Cerrado

O modelo proposto em (Lang *et al.*, 2023) é o primeiro modelo global de altura do dossel que estima valores de altura para o ano de 2020 como data de referência. Este estudo empregou técnicas de varredura com dados de laser orbital do programa GEDI para obter modelos de superfície fundidos em modelos de terreno e classificações de vegetação do programa de imageamento Sentinel-2. Ele desenvolveu um modelo probabilístico para estimativa da altura do topo do dossel das árvores, incluindo erros associados para estimativa dos valores de altura do dossel. Os dados estão disponíveis em pixels de resolução espacial de 10 m em um programa de sensoriamento remoto de código aberto. Esses dados podem ser acessados por qualquer pessoa em qualquer lugar com acesso à internet. Assim, serve como uma ferramenta para apoiar o monitoramento de biomassa e carbono para todos os tipos de florestas, e foi usado neste estudo para apoiar a estimativa de biomassa.

5.2.4. Caracterização das diferentes fitofisionomias do Cerrado

O Cerrado brasileiro ocorre em altitudes variando de 300 a 1600 m acima do nível do mar, com precipitação anual entre 600 e 2000 mm e estações seca e úmida bem definidas. Inclui formações florestais desde Florestas Ripárias e de Galeria, Mata Seca, Floresta Sempre-Verde, Floresta Semidecidual, Floresta Decidual até Cerradão. Enquanto isso, as formações de vegetação de savana são categorizadas em Cerrado Denso, Cerrado Típico e Cerrado Ralo. As estruturas arbustivas e arbóreas têm estratos medianos de aproximadamente 2 m e são referidas como Campos Sujos (Ribeiro; Walter, 1998). A classificação de fitofisionomias nos muitos estudos avaliados emprega definições distintas, variando desde abordagens regionais com definições de estruturas florestais abertas a fechadas e cobertura do dossel até abordagens globais semelhantes a definições fisio-ecológicas como aquelas de florestas sazonais secas e úmidas nos estratos de altitude usados no Brasil pelos autores de Maia *et al*. (2020). Essas duas classificações são importantes porque a cobertura do dossel está relacionada à altura das árvores e as definições ecológicas estão relacionadas às proporções das partes da biomassa entre fitofisionomias.

O termo "floresta" adotado no Brasil considera cobertura vegetal com área superior a 0,5 ha, árvores com altura superior a 5 m e cobertura de copa superior a 10%, ou árvores capazes de atingir esses parâmetros in situ. No presente estudo, os estratos de altura são determinados de acordo com a classificação em (Ribeiro; Walter, 1998), onde árvores com altura média do

dossel de 1 a 3 m são designadas como "campo"; savanas são estratificadas de 4 a 7 m; e áreas florestadas com árvores ≥ 8 m de altura média do dossel são rotuladas como florestas de dossel arbóreo. Esses agrupamentos são usados para comparações entre estimativas de biomassa (Tabela 1).

Este estudo propõe uma simplificação para ajustar as proporções dos diferentes compartimentos de biomassa em relação à altura do dossel. Neste caso, as alturas do dossel são classificadas em arbustos, savana e florestas. Em seguida, as proporções dos diferentes compartimentos de biomassa são relacionadas por fatores de expansão para cada uma das três estruturas de dossel, de modo que os compartimentos de biomassa estejam em relação à proporção da biomassa acima do solo.

As definições de formações estépicas ou variações com Savanas Estépicas não são utilizadas na classificação pelos autores de (Ribeiro; Walter, 1998) (conforme mostrado na Tabela 1); estas estão associadas a características sazonais com vegetação herbácea, arbustiva e arbórea típica de áreas áridas. Essas definições podem ser confundidas com outras designações regionais como Carrasco, Capoeira ou Caatinga. Classificações globais de cobertura vegetal simplificam o agrupamento em formações florestais e não florestais (arbustos). Tal simplificação é empregada na estimativa de emissões e remoções de carbono da biomassa vegetal, conforme usado na Orientação de Boas Práticas do IPCC (2014). A metodologia de agrupamento por altura do dossel neste estudo (Tabela 1) propõe identificar o componente florestal que ocorre em formações de arbustos, tipicamente negligenciado em mapeamentos globais como não florestal.

5.2.5. Implementação do Modelo Alométrico de biomassa aérea

A equação usada para estimar a biomassa aérea selecionada na revisão sistemática foi desenvolvida pelos autores de (Bispo *et al.*, 2020) que relacionaram dados de inventários florestais obtidos em campo com dados sobre alturas do dossel usando LIDAR realizado empregando mapeamento aéreo de alta precisão. O diâmetro mínimo de inclusão de árvores foi DAP ≥ 5 cm, excluindo biomassa de folhas e galhos finos. Para estimar a biomassa a partir dos dados do inventário florestal (diâmetro e altura das árvores), foi utilizada a equação de biomassa de espécies mistas proposta em (Scolforo; Carvalho, 2008) para cada fitofisionomia amostrada. Os dados de altura amostrados por LIDAR variaram de 1,7 a 38 m em transições de vegetação entre savana e floresta, com biomassa aérea entre 19 e 104 Mg ha^{-1}.

A equação usada para estimar a biomassa aérea de árvores e arbustos vivos e mortos em pé acima do solo resultou na Equação linear (1), com coeficiente de determinação ajustado (R^2) de 0,89, raiz do erro quadrático médio (RMSE) de 8,12 Mg ha^{-1} e viés de 0,43 Mg ha^{-1}, onde AGB é a biomassa aérea viva e morta acima do solo e CHM é o valor do modelo de altura do dossel.

$$AGB = 2{,}44 + 6{,}25 * CHM \quad (1)$$

Neste estudo, a estimativa de biomassa foi obtida a partir da Equação (1). Os valores de entrada da altura do dossel foram obtidos usando a linguagem de programação JavaScript para mapeamento da altura do dossel, conforme desenvolvido em (Lang *et al.*, 2023) e acessível através da plataforma de geoprocessamento Google Earth Engine para as ecorregiões do bioma Cerrado. Os resultados de biomassa total foram gerados multiplicando a biomassa acima do solo por fatores de expansão para serapilheira e biomassa de raízes subterrâneas, de acordo com os agrupamentos de formações de arbustos, savana e floresta estratificadas por altura do dossel (Tabela 3).

Tabela 3 - Definição das classificações das Estruturas (Est.) aplicadas neste estudo onde C é Campo, S é Savana e F é Floresta

Est.	Classificação em IBGE (2022)	Classificação em Ribeiro e Walter (1998)	Altura do Dossel (m)
C	Savana Gramíneo-Lenhosa	Campo Limpo de Cerrado	1–3
	Savana Parque	Campo Sujo de Cerrado	
S	Savana (Estépica) Arborizada	Cerrado Stricto Sensu (Cerrado ralo, típico e denso)	4–7
F	Savana (Estépica) Florestada	Cerradão **	8–30
	Floresta Estacional Decidual	Mata Seca Decídua	
	Floresta Estacional Semidecidual	Mata Seca, Mata Ciliar e de Galeria	
	Floresta Estacional Sempre-Verde	Mata Seca, Mata Ciliar e de Galeria	

** Fisionomia denominada como "Florestas Estacionais".

5.2.6. Validação dos valores estimados de biomassa acima do solo

Para avaliar as estimativas de biomassa acima do solo, dois conjuntos de amostras foram avaliados separadamente, e a análise de variância foi conduzida usando o teste F a 5% de probabilidade usado para testar se as variâncias entre os valores de inventário de campo de dois conjuntos de amostras (obtidos a partir dos dados descritos na Seção 2.2) e os valores estimados do modelo digital baseado na altura do dossel são iguais. O primeiro conjunto de amostras

testado usou dados de inventário florestal de 77 locais, incluindo 893 parcelas e 95.484 árvores medidas em diferentes épocas, conforme disponibilizado em (Roitman *et al*., 2018). Imagens espaciais de alta resolução foram usadas para interpretar formações de arbustos, savanas e florestas e avaliar visualmente as condições das fitofisionomias nos 77 locais durante o período de setembro de 2020 (data dos registros de altura do dossel usados neste estudo). O segundo conjunto de amostras avaliado usou a localização geográfica de parâmetros estatísticos relacionados a populações inventariadas de 29 fragmentos florestais em diferentes fitofisionomias, medidos em diferentes épocas e distribuídos pelos 16 artigos científicos encontrados na revisão sistemática do Cerrado (Castro; Kauffman, 1998; Ribeiro *et al*., 2011; Miranda *et al.*, 2014; Peixoto *et al.*, 2017; Roitman *et al*., 2018; Oliveira *et al*., 2019; Maia *et al.*, 2020; Bispo *et al.*, 2020; Costa *et al*., 2020; Zimbres *et al.*, 2020, 2021; Costa *et al*., 2021; Azevedo *et al*., 2022; Barros *et al.*, 2022; Righi *et al.*, 2023; Terra *et al.*, 2023). Classificações de formações de arbustos em campos, árvores em savana e floresta foram determinadas de acordo com as classificações dos autores nos artigos. Todas as condições dos fragmentos foram avaliadas visualmente por meio de imagens de alta resolução de junho a setembro de 2020.

Os fragmentos florestais inventariados no primeiro e segundo conjuntos de amostras foram sobrepostos ao modelo de altura do dossel para obter pontos correspondentes à altura média do dossel para cada tipo de fitofisionomia inventariada. Consequentemente, os valores médios da altura do dossel foram usados como dados de entrada no modelo alométrico para estimar a biomassa acima do solo.

Os valores de biomassa acima do solo foram agrupados por autor, fitofisionomia, valor médio e desvio padrão para comparação com os resultados do modelo digital. Análise de variância e teste F foram usados nas médias de biomassa acima do solo em pares de conjuntos de amostras para cada tipo de formação de arbustos, savana e floresta para testar se as variâncias de duas populações eram iguais.

5.2.7. Proporções da biomassa florestal em relação à biomassa acima do solo (AGB)

A tabela 4 apresenta valores de biomassa seca em Mg ha^{-1} disponíveis no 4º relatório nacional de emissões com os principais compartimentos de biomassa por tipo de fitofisionomia, usando a classificação de vegetação adotada em Brasil (2022). Médias foram calculadas para cada compartimento de biomassa de acordo com cada tipo de estrutura de formação vegetal.

Tabela 4 - Valores dos principais compartimentos de biomassa (Mg ha^{-1}) acima do solo (AGB), abaixo do solo (BGB), Necromassa e Serrapilheira em estruturas (est.) por fitofisionomia no bioma Cerrado, onde C é Arbustos, S é Savana e F é Floresta.

Est.	Fitofisionomia (Brasil, 2022)	AGB	BGB	Necro.	Serr.
C	Estepe Gramíneo-Lenhosa	0,73	0,77	-	3,63
	Savana Estépica Gramíneo-lenhosa	3,93	13,12	0,11	0,33
	Savana Gramíneo-lenhosa	4,17	13,94	-	0,38
	Refúgio Montano	4,17	13,94	-	0,44
	Savana Estépica Parque	5,95	19,87	0,10	0,59
	Savana Parque	7,41	17,58	0,06	1,78
S	Savana Estépica Arborizada	9,60	5,80	1,25	1,25
	Savana-Estépica	17,80	7,70	2,97	2,33
	Formação Pioneira com influência marinha	23,46	8,68	2,58	0,04
	Contato Savana / Savana Estépica	18,64	13,26	3,21	4,34
	Formação Pioneira com influência fluvial	25,63	7,28	2,29	1,00
	Formação Pioneira	24,64	9,12	2,71	0,04
	Formação Pioneira com influência fluviomarinha	25,82	9,55	2,84	0,04
	Savana Arborizada	12,03	24,54	1,68	3,06
	Savana Estépica Florestada	26,00	9,60	4,68	3,05
	Contato Savana Estépica / Floresta Estacional	30,03	10,28	4,46	4,15
	Contato / Savana / Sav. Estépica / Floresta Estacional	25,27	15,50	3,20	4,44
	Savana	26,69	16,94	3,12	4,88
F	Floresta Estacional Decidual Montana	31,10	15,88	6,98	9,15
	Floresta Estacional Semidecidual Submontana	51,10	11,32	3,69	3,11
	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	55,98	10,11	5,71	3,21
	Contato Savana / Floresta Ombrófila	39,01	17,61	4,12	5,59
	Contato Savana / Floresta Ombrófila Mista	44,16	16,07	3,21	4,15
	Contato Savana / Floresta Estacional	43,49	15,42	4,26	5,33
	Savana Florestada	45,92	10,10	5,05	7,42
	Floresta Estacional Decidual Submontana	62,89	17,78	7,75	9,87
	Floresta Ombrófila Mista Montana	60,11	14,15	2,98	2,88
	Floresta Estacional Semidecidual Montana	50,48	19,31	2,98	2,42
	Floresta Ombrófila Mista Aluvial	64,25	15,12	2,98	3,08
	Floresta Ombrófila Aberta Submontana	71,10	7,11	5,76	4,11

Fonte: adaptado de Brasil (2022).

5.3 Resultados

5.3.1 Revisão sistemática de biomassa

Dentre os 16 artigos selecionados (Tabela 1), 12 periódicos científicos são utilizados como fontes, com notável destaque para o periódico Forest Ecology and Management contendo 5 dos 10 artigos mais relevantes. Esses periódicos possuem alto fator de impacto internacional e envolvem 178 autores no tema de estudo, com apenas um artigo de revisão e nenhum artigo com autor único. Os países mais envolvidos na pesquisa do tema abordado são Brasil, Alemanha e Estados Unidos. Ao analisar o histórico de publicação de artigos de 1998 a 2023, há um aumento perceptível no número de estudos nos últimos 5 anos, com uma taxa de crescimento anual de 2,81%. As cinco palavras-chave mais comuns são Aboveground Biomass, Carbon, Savanna, Cerrado e Vegetation. Os artigos apresentam ampla cobertura de amostragem geográfica dentro do bioma, contribuindo para a compreensão dos resultados sobre a variabilidade da biomassa florestal em diferentes fitofisionomias. No entanto, ainda existem regiões com menor amostragem ou fitofisionomias sem amostragem de campo, com falta de valores dendrométricos reais para a vegetação, como pode ser visto na Figura 7.

A amostragem e coleta de dados de inventários de fragmentos florestais envolvem a demarcação de áreas de parcelas dentro da vegetação, sistematicamente ou aleatoriamente distribuídas, variando em tamanho (400 a 1000 m²), tipicamente com dimensões de 20 × 50 m. Subdivisões das parcelas, frequentemente medindo 10 × 10 m, são usadas para amostrar componentes herbáceos e arbustivos. A maioria dos estudos realiza medições em um único período ou períodos específicos, e as localizações das parcelas individuais geralmente não são divulgadas. Alguns trabalhos incluem mais de um tipo de fitofisionomia amostrada, como (Bispo *et al.*, 2020; Costa *et al*., 2021; Zimbres *et al.*, 2021). Geograficamente, 37 fragmentos florestais são identificados e agrupados em sete diferentes fitofisionomias do Cerrado, com 17 estudos de amostragem em Cerrado Típico e 11 em Cerradão (Figura 8).

5.3.2. Estimativa de biomassa acima do solo na revisão sistemática e o uso do modelo de altura do dossel

As medições conduzidas nos artigos revisados foram datadas de 1988 a 2022. Entre os artigos avaliados, três estudos usaram parcelas medidas sequencialmente (Zimbres *et al.*, 2020; Azevedo *et al*., 2022; Terra *et al.*, 2023), e apenas um artigo mencionou valores de incremento

da vegetação ao longo do tempo (Azevedo *et al*., 2022), relatando um aumento de biomassa acima do solo de 0,93 Mg $ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ em savana. A pesquisa apresentada em (Castro; Kauffman, 1998) incluiu medições antes e depois de intervenções como incêndios florestais. Os demais artigos forneceram valores de estoque de biomassa considerando áreas sem intervenções humanas, como corte e queima, durante as medições.

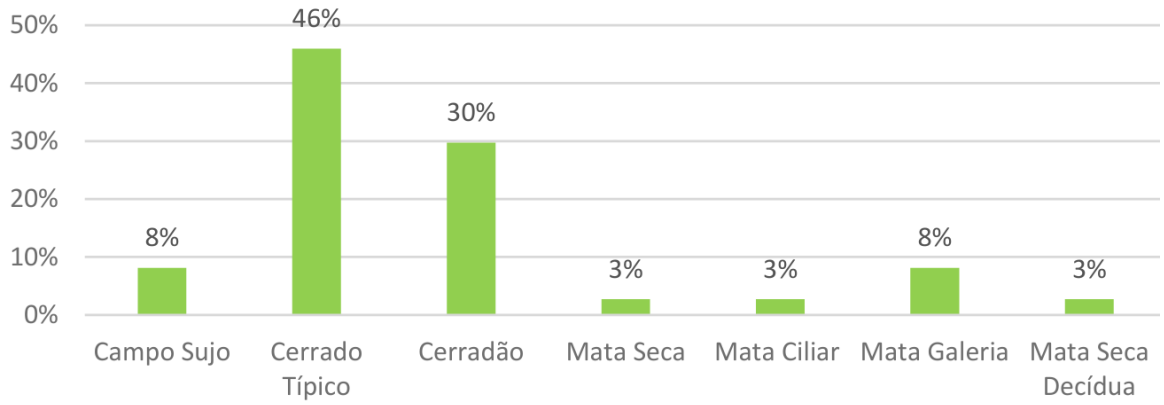


Figura 8 - Distribuição do número total de artigos na revisão sistemática por tipos de fitofisionomias.

Entre os artigos revisados, três estudos foram identificados com medições diretas usando amostras destrutivas de árvores para ajustar parâmetros de equações volumétricas, juntamente com determinações de densidade da madeira em laboratório. No Distrito Federal do Brasil, 114 árvores de oito espécies foram usadas em 1990 (Roitman *et al*., 2018). No estado de Minas Gerais, 120 árvores das 18 espécies mais abundantes foram selecionadas em 2011 (Ribeiro *et al*., 2011). Na Bahia, 60 árvores das oito principais espécies foram medidas em 2019 (Oliveira *et al*., 2019). Os demais artigos empregaram metodologia indireta para estimativa de biomassa, usando equações alométricas existentes ou adaptando equações às fitofisionomias amostradas. Os valores de biomassa acima do solo relatados nos artigos revisados são apresentados na tabela 5.

As 77 amostras fornecidas em (Roitman *et al*., 2018) com diferentes períodos de medições foram distribuídas pelas ecorregiões do bioma Cerrado, e tiveram uso e cobertura da terra classificados visualmente usando imagens de satélite em setembro de 2020 para verificar se a área ainda estava coberta por vegetação ou sofreu mudança de uso da terra. Os resultados excluíram 12 locais que sofreram alterações, dos quais 2 foram alagamentos por barragens, 9 foram conversões para pastagem e 1 para agricultura.

Tabela 5 - Estatísticas descritivas dos valores de biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) para diferentes fitofisionomias ocorrentes no bioma Cerrado brasileiro conforme relatado nos artigos avaliados na revisão sistemática

Fisionomia	Referência	Média	Desvio	Mín.	Máx
Savana	Barros *et al.* (2022)	52,30	28,50		
Campo Sujo	Barros *et al.* (2022)	26,60	19,10	7,50	
	Castro *et al.* (1998)	3,90			
Cerrado Ralo	Castro *et al.* (1998)	17,60			
	Costa *et al.* (2020)	10,10	2,50		
	Costa *et al*. (2021)	17,19	7,30	11,65	25,86
	Miranda *et al.* (2014)	21,19	13,84	3,31	67,65
	Zimbres *et al.* (2021)	24,99	12,09		
Cerrado Amplo	Zimbres *et al.* (2021)	41,29	20,80		
Cerrado Típico	Azevedo *et al.* (2021)	26,10	0,15		
	Barros *et al.* (2022)	108,40	59,70		
	Costa *et al.* (2020)	28,70	2,90		
	Costa *et al*. (2021)	40,36	23,55	13,32	100,22
	Oliveira *et al.* (2019)	12,88	2,15		
	Ribeiro *et al.* (2011)	62,00	9,19	12,89	107,36
	Roitman *et al.* (2019)	22,90	2,20	4,80	50,20
	Terra *et al.* (2023)	20,40	15,91	1,38	79,48
	Zimbres *et al.* (2020)	21,70	11,60	10,10	41,80
Cerrado Denso	Castro *et al.* (1998)	18,40			
	Costa *et al.* (2020)	65,60	10,20		
Cerradão	Barros *et al.* (2022)	131,40	60,90		
	Bispo *et al.* (2020)	41,78	6,50	32,20	54,30
	Costa *et al.* (2020)	114,50	22,20		
	Miranda *et al.* (2014)	92,31	58,16	47,80	118,00
	Peixoto *et al.* (2017)	37,21		24,55	54,48
	Righi *et al.* (2023)	77,08	43,16	34,80	159,00
	Zimbres *et al.* (2020)	38,30	14,90	23,40	61,30
Cerrado - Cerradão	Bispo *et al.* (2020)	23,30	3,05	19,30	28,20
Cerrado - Cerradão - Mata Estacional	Bispo *et al.* (2020)	49,02	26,90	19,00	104,00
Cerradão - Mata Estacional	Bispo *et al.* (2020)	87,40	13,70	70,40	103,90
Floresta Estacional	Barros *et al.* (2022)	103,90	52,30		
Mata Seca	Maia *et al.* (2020)	143,00	21,00		
Mata Ciliar	Barros *et al.* (2022)	184,10	42,00		226,10
Mata Galeria	Costa *et al*. (2021)	104,21	42,39	43,68	187,94
	Zimbres *et al.* (2020)	149,60	74,50	74,50	237,40
	Zimbres *et al.* (2021)	86,27	30,38		

Os valores de biomassa acima do solo nos locais estudados em (Roitman *et al*., 2018) variaram de 4,77 a 50,22 Mg ha^{-1}, mostrando um valor médio de 24,54 Mg ha^{-1}. A cobertura vegetal variou em quase todas as fitofisionomias, desde arbustos abertos até florestas ripárias. Os valores de biomassa acima do solo estimados pelo modelo de altura do dossel desenvolvido no estudo variaram de 14,94 a 121,19 Mg ha^{-1}, com uma média de 62,93 Mg ha^{-1}, substancialmente maiores para todas as formações de arbustos, savanas e florestas. Ao comparar a análise de variância em um único fator para valores médios de biomassa, a hipótese de se as variâncias dos valores de biomassa encontrados nas parcelas de inventário pelos autores de (Roitman *et al*., 2018) e as estimativas médias do modelo proposto em (Bispo *et al.*, 2020) eram iguais com efeito significativo entre grupos, $F(1, 110) = 2,53$ a $p < 0,05$.

A comparação da estimativa de biomassa acima do solo pelo modelo de dossel nos artigos de revisão envolveu 29 localizações de fragmentos florestais inventariados verificados por meio de imagens de satélite. Um total de 2 fragmentos de arbustos, 14 fragmentos de savana e 13 fragmentos de floresta foram amostrados. Os valores de biomassa acima do solo encontrados nos artigos variaram de 3,9 a 184,10 Mg ha^{-1}, com uma média geral de 60,24 Mg ha^{-1}, incluindo fitofisionomias distribuídas por formações de arbustos, savana e floresta. Os valores de biomassa acima do solo estimados pelo modelo de altura do dossel variaram de 14,94 a 152 Mg ha^{-1}, com uma média geral de 63,67 Mg ha^{-1}, e alturas de árvores variando de 2 a 24 m.

A figura 9 apresenta variações nas médias e desvios padrão entre formações de arbustos, savana e floresta entre os valores médios e respectivos desvios padrão encontrados em artigos científicos e os valores de biomassa acima do solo estimados pelo modelo de altura do dossel desenvolvido neste estudo. Ao comparar a análise de variância em um único fator para valores médios de biomassa, a hipótese de variabilidade entre os artigos científicos de revisão e os valores estimados pelo modelo digital de valores de biomassa poderia ser rejeitada sem efeito significativo entre grupos, considerando o valor tabulado menor que o valor crítico. Portanto, $F(1, 54) = 0,77$ a $p < 0,05$ significa que os valores estimados pelo modelo de altura do dossel são estatisticamente iguais aos valores médios encontrados em artigos científicos.

A figura 10a representa os resultados dos valores de biomassa acima do solo em Mg ha^{-1} provenientes das 29 amostras, comparando os valores relatados na revisão do artigo científico com os valores estimados pelo modelo de altura do dossel desenvolvido neste estudo. Os dois valores extremos (mostrados em vermelho na Figura 10a) foram inspecionados nas imagens e identificados no bioma Pantanal, próximos ao limite com o bioma Cerrado; portanto, foram considerados outliers. Esses valores extremos foram considerados outliers por estarem

fora do bioma Cerrado e, por isso, foram excluídos das análises relacionadas à pesquisa (Terra *et al.*, 2023). Na figura 10b, as distribuições dos resíduos são apresentadas sem esses outliers.

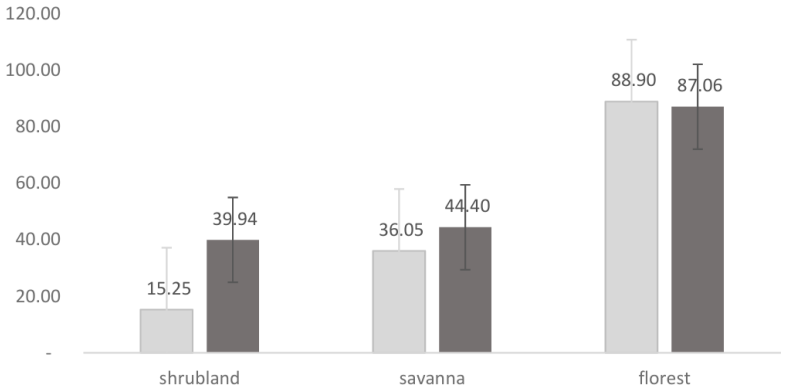
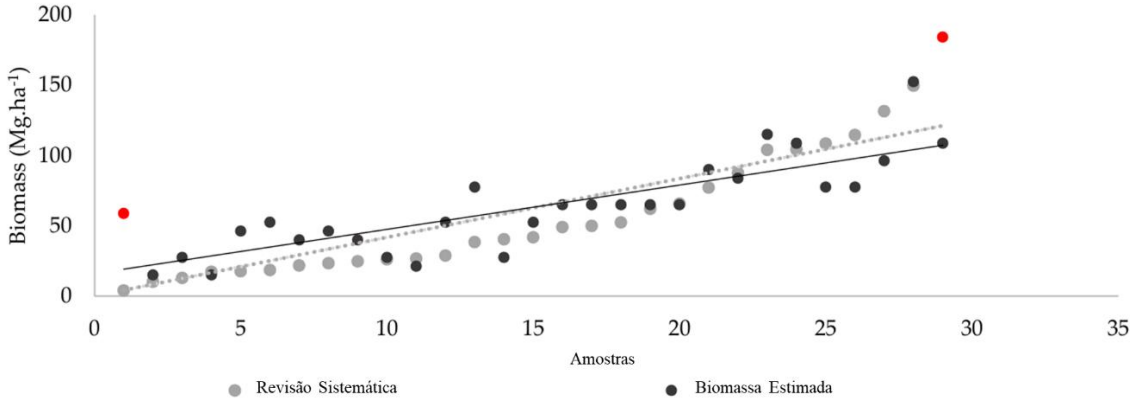


Figura 9 - Comparação dos valores médios estimados e seus desvios padrão (barra) de biomassa acima do solo (Mg ha⁻¹) dos artigos científicos revisados e a estimativa de biomassa usando o modelo de altura do dossel desenvolvido neste estudo.

(a)



(b)

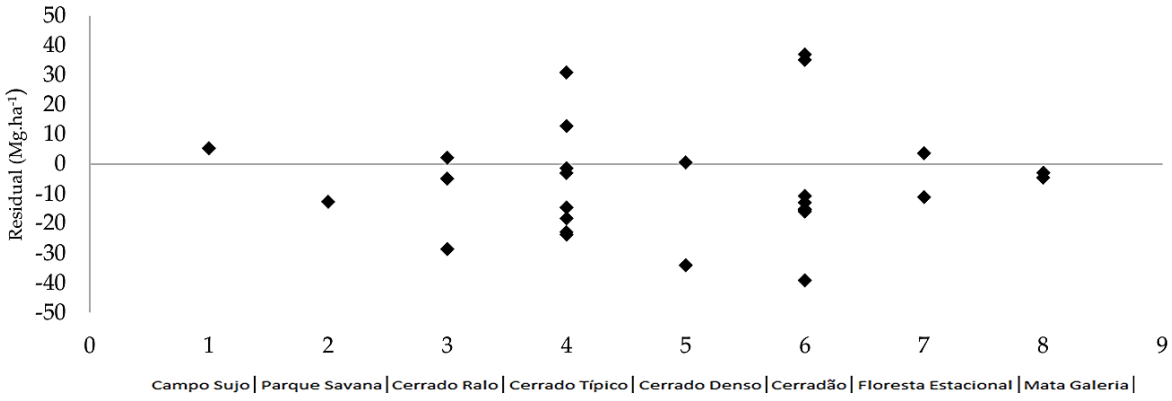


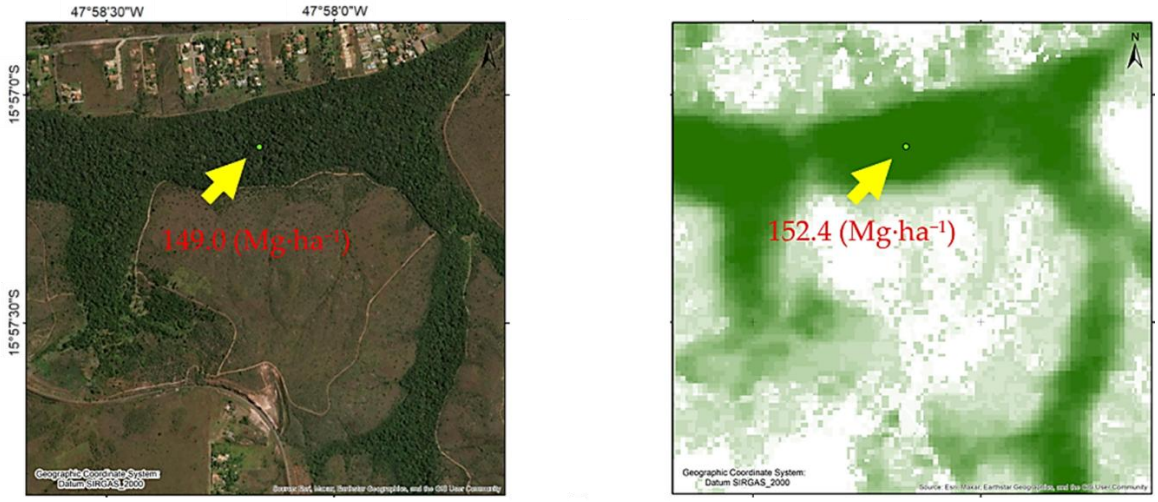
Figura 10 - (a) Distribuição de parcelas amostradas com valores de biomassa acima do solo estimados pelo modelo de altura do dossel (círculos pretos) sobrepondo-se aos valores de biomassa acima do solo obtidos na revisão sistemática de artigos científicos (círculos cinza), os pontos vermelhos indicam o valor estimado de biomassa para as duas maiores diferenças entre os valores estimados e observados, enquanto as linhas sólidas e pontilhadas representam as tendências médias para os

valores de biomassa estimados e observados, respectivamente. (b) Quadrados pretos representam a distribuição de resíduos entre a biomassa acima do solo relatada e estimada em Mg ha^{-1}.

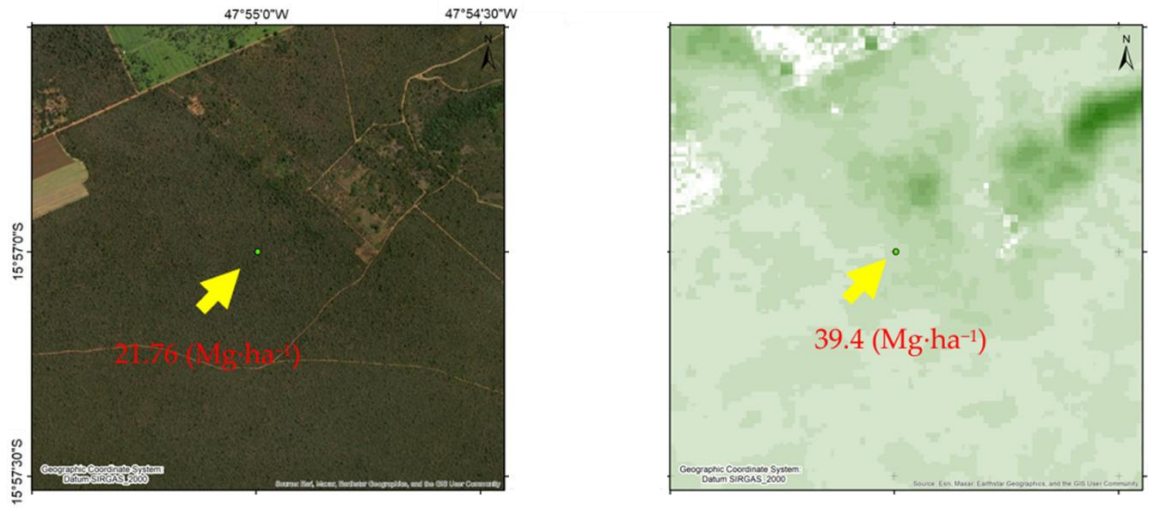
5.3.3. Avaliação da biomassa aérea em diferentes fitofisionomias

A figura 11 apresenta valores de pixel em pares de comparações de unidades de biomassa acima do solo Mg ha^{-1} dentro das três variações de fitofisionomias (campo, savana e formações florestais) no bioma Cerrado relacionadas à fazenda experimental. Os pares de imagens ilustram formações vegetais, com florestas representadas por Floresta Ripária (Figura 11a, b), savana representada por Cerrado Típico (Figura 11c, d) e Arbustos (Figura 11e, f). As imagens do lado esquerdo (Figura 11a, c, e) representam os fragmentos amostrados da revisão sistemática de artigos científicos. Fragmentos com os resultados dos valores de biomassa estimados são sobrepostos nas imagens do lado direito (Figura 11b, d, f). Em cada imagem, podem ser observadas setas com pontos coincidentes nas duas imagens.

(a) (b)



(c) (d)



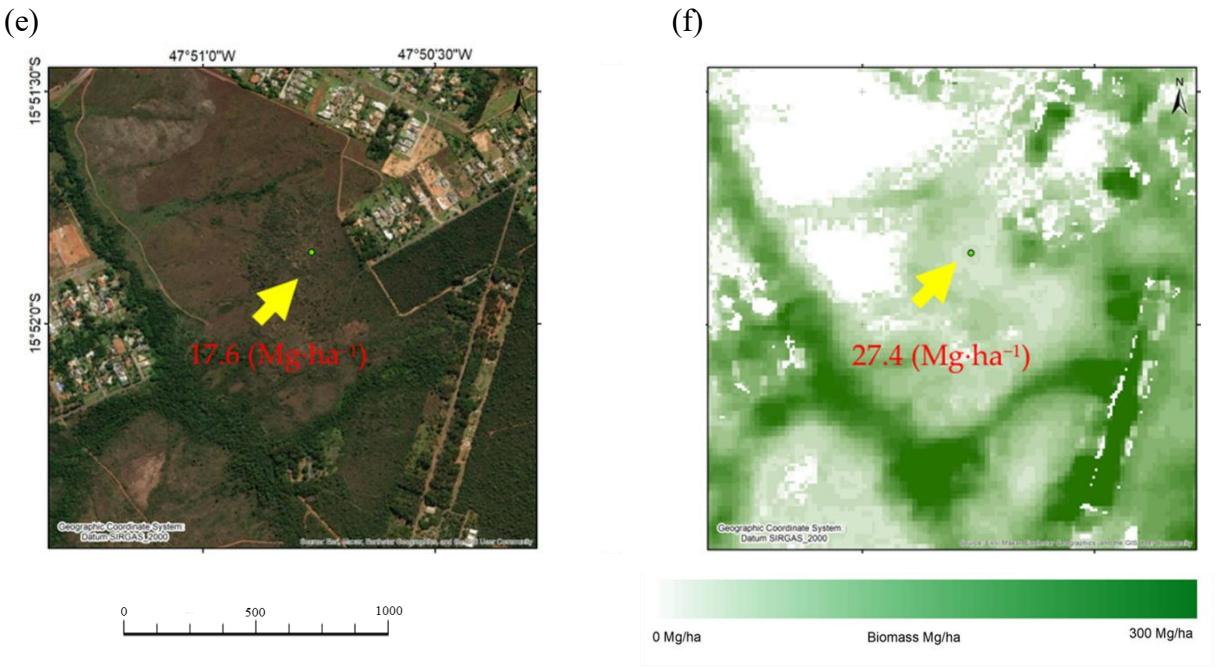


Figura 11 - Comparações de biomassa nas formações vegetais de Floresta (a), Savana (c) e Vegetação Arbustiva (e), considerando as imagens à esquerda como os valores médios da biomassa aérea do fragmento e, à direita (b, d, f), como as alturas médias do dossel e os respectivos valores estimados pelo modelo de altura do dossel.

Cada ponto representa os valores de estimativas de biomassa acima do solo, com o lado esquerdo mostrando médias dos fragmentos amostrados nos artigos, e o lado direito mostrando o pixel da altura média do dossel do fragmento e seu respectivo valor de biomassa acima do solo estimado usando o modelo alométrico de altura do dossel desenvolvido neste estudo.

5.3.4. Avaliação da biomassa total

A partir das relações de altura do dossel, foi possível entender a estrutura da formação vegetal nos arbustos, savana e florestas e inferir as outras proporções de biomassa no bioma Cerrado. Todos os valores de biomassa acima do solo relatados e estimados até este ponto contêm biomassa aérea viva e morta; assim, eles já incluem a porcentagem de necromassa em pé. Portanto, para calcular apenas a biomassa aérea viva, a necromassa deve ser subtraída da biomassa aérea. Assim, para estimar a biomassa total do bioma Cerrado, as biomassas aéreas com partes mortas e vivas foram usadas para expandir para a biomassa de raízes e serapilheira. A tabela 6 resume os agrupamentos de fatores de expansão para estimativas de biomassa total usando os principais compartimentos de biomassa florestal em relação à biomassa aérea para as partes subterrâneas (raízes finas e grossas), serapilheira, necromassa e as possíveis relações entre a parte subterrânea e a parte aérea total.

Tabela 6 - Fatores de expansão (proporção) dos compartimentos de biomassa em relação à biomassa aérea total por tipo de vegetação. A razão raiz/parte aérea é definida com a biomassa abaixo do solo (BGB) divido pelo total de biomassa acima do solo é (AGB Total)

Estrutura	AGB (Mg ha-1)	Raiz (%)	Serrapilheira (%)	Necromassa (%)	Razão: BGB / AGB Total
Campo	4,4 ± 2,2	280% ± 94	93% ± 1,9	1% ± 0,01	2,36
Savana	22,1 ± 6,2	60% ± 48	12% ± 0,1	13% ± 0,03	0,46
Floresta	69,2 ± 25,1	27% ± 12	9% ± 0,1	9% ± 0,04	0,23

Usando a biomassa acima do solo estimada pelo modelo de altura do dossel, fatores de expansão foram aplicados a cada tipo de formação vegetal. Assim, fatores de expansão para arbustos foram aplicados a alturas de dossel de 1 a 3 m, fatores de savana para alturas de dossel de 4 a 7 m e fatores de floresta para alturas de dossel acima de 8 m. Para calcular o valor total de biomassa em uma floresta de 100 Mg ha^{-1}, fatores correspondentes a 27 Mg ha^{-1} para raízes e 9 Mg ha^{-1} para serapilheira foram aplicados, resultando em uma biomassa total de 136 Mg ha^{-1}. Considera-se que uma parte da biomassa total corresponde a 9 Mg ha^{-1} de necromassa e 91 Mg ha^{-1} de biomassa acima do solo viva. A figura 12 apresenta o mapa de biomassa total para todas as regiões do bioma Cerrado em pixels de resolução espacial de 10 m e pode ser acessado através da plataforma Google Earth Engine pelo link em Materiais Suplementares.

Os resultados da revisão sistemática sobre estimativa de biomassa subterrânea apresentaram metodologias de amostragem desiguais. Devido à complexidade de medir o compartimento de raízes grossas sob as árvores, especialmente em árvores maiores encontradas em florestas, há variabilidade significativa nas médias e falta de pesquisa sobre raízes em formações florestais no Cerrado. Os resultados em parcelas amostrais neste estudo, usando fatores de expansão de biomassa de raízes multiplicados pela biomassa acima do solo em formações de arbustos, resultaram em 12,3 Mg ha^{-1}. Em formações de savana, valores médios de raízes de 13,3 Mg ha^{-1} foram encontrados, e em formações florestais, a média foi de 18,63 Mg ha^{-1}.

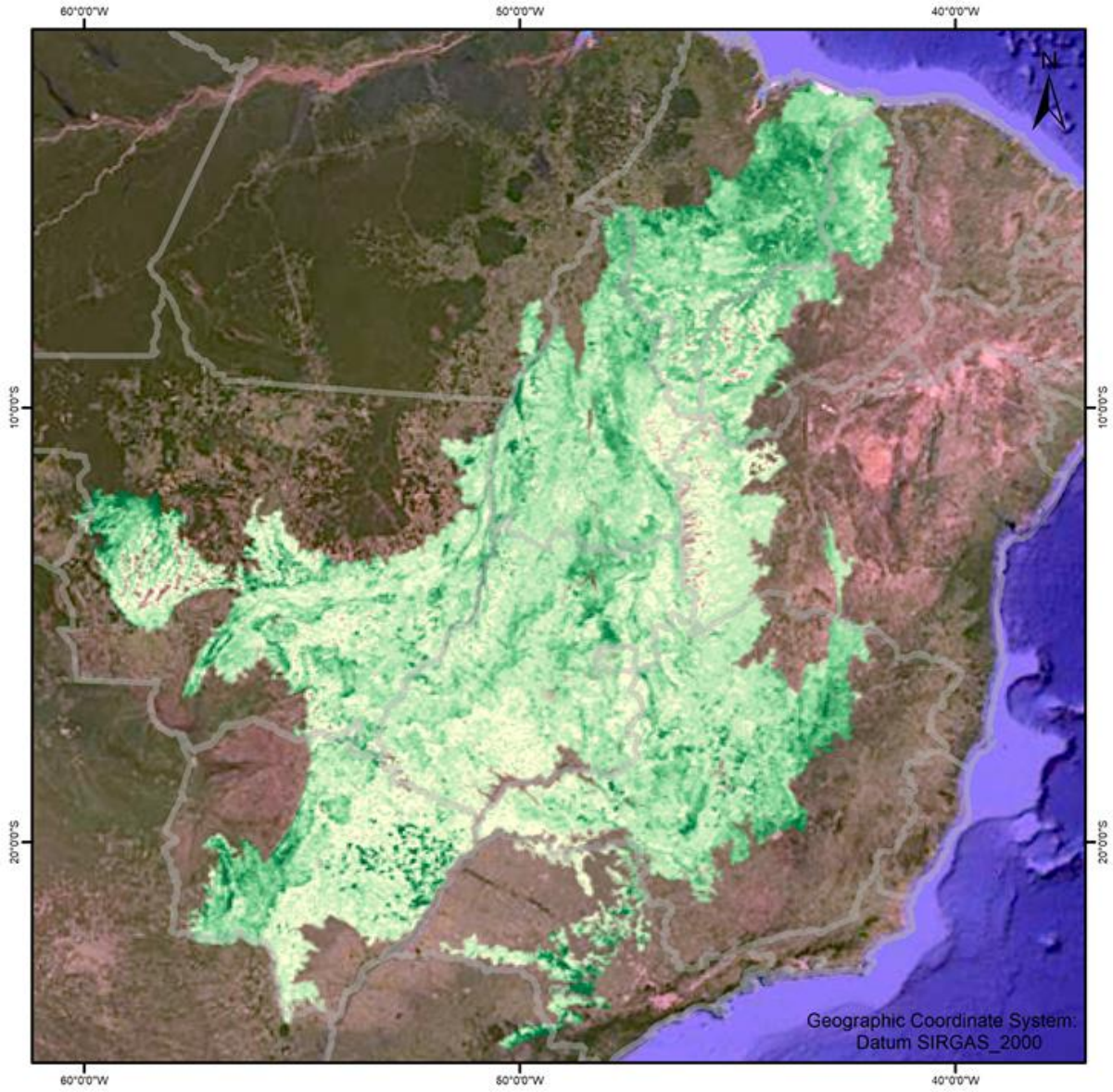


Figura 12 - Estimativa de biomassa total incluindo compartimentos aéreos, necromassa, serapilheira e raízes em todas as ecorregiões do bioma Cerrado no Brasil.

5.4 Discussão

A distribuição das amostras das parcelas de campo e dos fragmentos inventariados nos artigos científicos não representou adequadamente a porção norte do bioma Cerrado, especificamente nas regiões geográficas do Alto Parnaíba e ao sul em Paraná Guimarães, deixando lacunas nessas áreas importantes que poderiam ser priorizadas para estudos futuros. A padronização da amostragem com localizações geográficas explícitas e precisão espacial sobreposta em pixels em imagens de alta resolução poderia contribuir para aumentar a precisão dos modelos digitais para estimativas de biomassa. Uma possível limitação dos métodos empregados neste estudo concerne ao uso da informação de altura do dossel obtida do ano 2020,

conforme descrito em (Lang *et al.*, 2023). Assim, a aplicação das estratégias de estimativa de biomassa apresentadas neste trabalho é mais adequada para áreas com vegetação clímax durante o ano de 2020, e estimativas registradas para áreas que apresentam uma altura do dossel muito divergente de 2020 (por exemplo, áreas sob regeneração florestal) podem apresentar resultados de estimativa tendenciosos.

Assim, a melhoria na disponibilidade temporal dos valores de entrada de altura do dossel poderia melhorar os valores de estimativa de biomassa. Ainda em relação aos dados de entrada de altura, outra melhoria que se justifica é um refinamento adicional para permitir a distinção entre florestas nativas e plantadas. A aplicação do procedimento atual de estimativa de biomassa pode ser difícil para estimar valores de biomassa total por unidade de área (por exemplo, por bioma, estado ou cidade) que contenha apenas vegetação nativa, considerando que o modelo de estimativa de biomassa é calibrado para florestas nativas.

As definições de diâmetros mínimos e os conceitos de árvores e arbustos mostraram variabilidade na aplicação de equações volumétricas e de biomassa, o que pode impactar a estimativa de biomassa aérea. Em Castro e Kauffman (1998), os autores consideraram como arbustos indivíduos com diâmetro basal (BD, medido a 0,30 m acima do solo), com valores mínimos de ≤5 cm e altura total de até 2 m. Árvores, por outro lado, foram definidas por diâmetro à altura do peito (DAP, obtido a 1,3 m (acima do solo)) com valores maiores ou iguais a 10 cm (Castro; Kauffman, 1998). Em geral, a definição de árvores e arbustos estabeleceu DAP ≥ 5 cm e altura > 2 m (Terra *et al.*, 2023). Alguns estudos usam DAP > 1,6 cm para incluir arbustos (Barros *et al.*, 2022; Righi *et al.*, 2023), enquanto outros empregam diâmetros intermediários e separam diâmetros em classes > 10 cm para melhorar ajustes e reduzir erros associados aos ajustes de equações de estimativa de biomassa (Costa *et al*., 2021; Zimbres *et al.*, 2021).

Parcelas amostradas em datas anteriores não mantiveram correlações lineares ao longo das décadas de medições entre as estruturas de vegetação estimadas com o modelo digital no ano de 2020. De acordo com (Azevedo *et al*., 2022), o incremento de biomassa no Cerrado típico pode atingir 26,11 ± 0,15 Mg ha^{-1} após 28 anos de corte raso. Neste contexto, os fragmentos inventariados em 1993, agrupados em (Roitman *et al*., 2018), encontraram diferenças significativas entre os valores das parcelas e os valores do modelo digital de biomassa. Por outro lado, as amostras encontradas nos artigos científicos mostraram homogeneidade nas estimativas de biomassa aérea usando o modelo digital de altura do dossel.

A formação de savana produziu mais amostras do que a formação florestal, seguida pela formação de arbustos. Foi observado nos resultados que desvios em alturas são mais influentes

em dossel de menor altura. Para as formações de savana e floresta, os desvios nas alturas do dossel foram menos significativos. Os resultados encontrados em (Costa *et al*., 2020; Zimbres *et al.*, 2021) e no mapeamento de biomassa aérea no Cerrado também indicaram maiores incertezas com superestimativas de valores para alturas menores em formações de arbustos. Medições de campo para estimativa de biomassa florestal indicaram a necessidade de diferenciação de modelos alométricos entre a formação de arbustos e savana.

Entre os compartimentos de biomassa avaliados neste estudo, o compartimento de raízes subterrâneas foi o mais variável. O estudo de (Terra *et al.*, 2023) apresentou uma média para savanas de 14,2 Mg ha^{-1}, que é o valor mais próximo do presente estudo (12,3 Mg ha^{-1}). Por outro lado, o estudo de (Righi *et al.*, 2023) apenas estimou valores para raízes finas em 0,7 Mg ha^{-1}, e no estudo de (Peixoto *et al.*, 2017), um valor contrastante de 3,5 Mg ha^{-1} foi relatado, também para raízes finas. Para estimativas totais de raízes, em (Castro; Kauffman, 1998), os autores estimaram valores altos de 30,1 Mg ha^{-1} para formações de arbustos e 52,9 Mg ha^{-1} para savanas, enquanto em (Ribeiro *et al*., 2011), os autores encontraram um valor para raízes totais em formações de savana de 37,5 Mg ha^{-1}. Os resultados de biomassa de serapilheira foram proporcionalmente menos representativos da biomassa total e mostraram variação significativa em diferentes regiões do bioma e medições em várias estações. A amostragem de necromassa em geral não foi abordada nos inventários de artigos de revisão. A amostragem de árvores mortas em pé e caídas ainda confunde a inclusão desta porção de biomassa entre os compartimentos de partes superficiais e aéreas inventariados em artigos de revisão.

5.5 Conclusão

A equação alométrica proposta em (Bispo *et al.*, 2020) para a estimativa da biomassa lenhosa total acima do solo, ajustada com o modelo empregando altura do dossel desenvolvido em (Lang *et al.*, 2023), mostrou similaridade com os resultados encontrados em 16 artigos científicos distribuídos pelo bioma Cerrado. Os resultados dessas estimativas podem ser acessados livremente em imagens georreferenciadas com resolução espacial de pixel de 10 m. O mapeamento da biomassa acima do solo e erros associados foi conduzido para todas as alturas do dossel no bioma Cerrado. Os fatores de expansão agrupados para cada estrutura vegetal de arbustos, savana e floresta foram relacionados aos outros compartimentos para estimativa de biomassa subterrânea, serapilheira e biomassa total. Eles provaram ser eficazes e produziram resultados satisfatórios, mas são necessárias melhorias no controle de variabilidade. Os próximos passos envolverão avaliações e classificações de remanescentes de vegetação nativa,

distinguindo-os de atividades de silvicultura, e serão avaliados por meio de sobreposições em unidades de conservação ou propriedades rurais para estimativas mais precisas de estoques de carbono no bioma Cerrado.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C. A.; RODRIGUES, M. H.; PEREIRA, L. A.; COSTA, F. J.; SANTOS, R. M.; OLIVEIRA, V. A.; MARTINS, T. S.; SILVA, P. R.; MORAES, A. L.; FERREIRA, D. **Metodologia utilizada nos sistemas PRODES e DETER**. 2. ed. São José dos Campos: INPE, 2022.

ANDRADE, H. J.; SEGURA, M.; SOMARRIBA, E. Above-ground biomass models for dominant trees species in cacao agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica. **Agroforestry Systems**, v. 96, n. 4, p. 787-797, 2022.

AZEVEDO, G. B.; SOUSA, F. M.; LIMA, R. A.; PEREIRA, D. F.; OLIVEIRA, T. M.; CARVALHO, A. L.; SANTOS, R. B.; MELO, P. M.; SILVA, C. A.; FERREIRA, L. P. Prognosis of aboveground woody biomass in a central Brazilian Cerrado monitored for 27 years after the implementation of management systems. **European Journal of Forest Research**, v. 141, n. 1, p. 1-15, 2022.

BARROS, J. H. S.; OLIVEIRA, T. A.; SANTOS, F. C.; MELO, R. L.; PEREIRA, A. P.; COSTA, M. R.; SOUZA, E. R.; FERREIRA, L. F.; SILVA, V. M.; ALMEIDA, R. M. Aboveground carbon stock in phytophysiognomies of the Southeast Pantanal, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 45, n. 2, p. 755-762, 2022.

BISPO, P. C.; LIMA, R. S.; OLIVEIRA, M. F.; COSTA, F. M.; SANTOS, J. P.; SOUZA, L. R.; CARVALHO, A. L.; PEREIRA, T. M.; MELO, F. C.; ALMEIDA, R. S. Woody Aboveground Biomass Mapping of the Brazilian Savanna with a Multi-Sensor and Machine Learning Approach. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2685, 2020.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. **Quarta comunicação nacional do Brasil à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações, 2022.

CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, n. 3, p. 263-283, 1998.

COSTA, A. N.; LIMA, R. S.; OLIVEIRA, M. F.; PEREIRA, T. M.; SANTOS, F. C.; SOUZA, L. R.; CARVALHO, A. L.; MELO, F. C.; ALMEIDA, R. S.; FERREIRA, L. P. Linking the spatiotemporal variation of litterfall to standing vegetation biomass in Brazilian savannas. **Journal of Plant Ecology**, v. 13, n. 5, p. 517-524, 2020.

COSTA, M. B. T.; LIMA, R. S.; OLIVEIRA, M. F.; PEREIRA, T. M.; SANTOS, F. C.; SOUZA, L. R.; CARVALHO, A. L.; MELO, F. C.; ALMEIDA, R. S.; FERREIRA, L. P. Beyond trees: Mapping total aboveground biomass density in the Brazilian savanna using high-density UAV-lidar data. **Forest Ecology and Management**, v. 491, p. 119155, 2021.

DONTHU, N.; LEE, K.; SHARMA, P.; MAITY, M.; PRASAD, R. How to conduct a bibliometric analysis: An overview and guidelines. **Journal of Business Research**, v. 133, p. 285-296, 2021.

GONÇALVES, J. R. Como escrever um artigo de revisão de literatura. **Revista JRG de Estudos Acadêmicos**, v. 2, n. 510, p. 1-27, 2019.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira:** sistema fitogeográfico: inventário das formações florestais e campestres: técnicas e manejo de coleções botânicas: procedimentos para mapeamentos. IBGE, 2022.

IPCC. **Climate Change 2013 – The Physical Science Basis:** Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1. ed. Cambridge University Press, 2014. 1535 p.

LANG, N.; BROWN, C.; SMITH, J.; LI, H.; GARCIA, P.; MARTINS, R.; KIM, S.; WANG, X.; CHEN, Y.; DAVIS, A. A high-resolution canopy height model of the Earth. **Nature Ecology & Evolution**, v. 7, n. 11, p. 1778-1789, 2023.

LAURIN, G. V.; DING, J.; DISNEY, M.; BARTHOLOMEUS, H.; HEROLD, M.; PAPALE, D.; VALENTINI, R. Tree height in tropical forest as measured by different ground, proximal, and remote sensing instruments, and impacts on above ground biomass estimates. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 82, p. 101899, 2019.

MAIA, V. A.; SILVA, R. F.; OLIVEIRA, L. C.; SANTOS, P. R.; LIMA, T. M.; ALMEIDA, J. P.; FERREIRA, A. L.; COSTA, D. S.; RIBEIRO, M. H.; MENDES, F. C. Interactions between climate and soil shape tree community assembly and above-ground woody biomass of tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, v. 474, p. 118348, 2020.

MIRANDA, S. D. C.; LIMA, R. S.; OLIVEIRA, M. F.; PEREIRA, T. M.; SANTOS, F. C.; SOUZA, L. R.; CARVALHO, A. L.; MELO, F. C.; ALMEIDA, R. S.; FERREIRA, L. P. Regional Variations in Biomass Distribution in Brazilian Savanna Woodland. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 125-138, 2014.

OLIVEIRA, C. P.; SILVA, R. F.; SANTOS, A. L.; LIMA, J. R.; COSTA, M. F. Estimation of the aboveground biomass and carbon stocks in open Brazilian Savannah developed on sandy soils. **Carbon Balance and Management**, v. 14, n. 1, p. 5, 2019.

PEIXOTO, K. S.; ALMEIDA, F. C.; RODRIGUES, L. P.; FERREIRA, M. A.; GOMES, D. A.; SANTOS, R. V. Unravelling ecosystem functions at the Amazonia-Cerrado transition: II. Carbon stocks and CO_2 soil efflux in cerradão forest undergoing ecological succession. **Acta Oecologica**, v. 82, p. 23-31, 2017.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado**. 1. ed. Brasília: Embrapa, 1998. 89 p.

RIBEIRO, S. C.; ALMEIDA, F. R.; COSTA, M. A.; LIMA, J. P.; SANTOS, R. V. Above- and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 3, p. 491-499, 2011.

RIGHI, C. A.; PEREIRA, L. M.; OLIVEIRA, V. F.; ALMEIDA, D. R.; SOUZA, M. C. Biodiversity and biomass relationships in a cerrado stricto sensu in Southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 4, p. 492, 2023.

ROITMAN, I.; MENEZES, A. P.; SANTOS, L. A.; FERNANDES, R. M.; CARVALHO, D. F. Optimizing biomass estimates of savanna woodland at different spatial scales in the Brazilian Cerrado: Re-evaluating allometric equations and environmental influences. **PLOS ONE**, v. 13, n. 8, p. e0196742, 2018.

SANO, E. E.; FRANCO, G. A.; OLIVEIRA, L. S.; FERREIRA, J. R.; COSTA, M. F.; LIMA, P. R. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818-828, 2019.

SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: Ecologia e Flora**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. 1279 p.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P.; SILVA, F. Biomass expansion factor and root-to-shoot ratio for Pinus in Brazil. **Carbon Balance and Management**, v. 6, n. 1, p. 6, 2011.

SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. **Inventário Florestal de Minas Gerais**. Lavras, MG: Editora UFLA, Universidade Federal de Lavras, 2008.

TERRA, M. C. N. S.; NUNES, M. H.; SOUZA, C. R.; FERREIRA, G. W. D.; DO PRADO-JUNIOR, J. A.; REZENDE, V. L.; MACIEL, R.; MANTOVANI, V.; RODRIGUES, A.; MORAIS, V. A.; SCOLFORO, J. R. S.; DE MELLO, J. M. The inverted forest: aboveground and notably large belowground carbon stocks and their drivers in Brazilian savannas. **Science of The Total Environment**, v. 867, p. 161320, 2023.

WU, L.; SHI, Y.; ZHANG, F.; ZHOU, Y.; DING, Z.; LV, S.; XU, L. Estimating carbon stocks and biomass expansion factors of urban greening trees using terrestrial laser scanning. **Forests**, v. 13, n. 9, p. 1389, 2022.

ZHOU, Y.; SINGH, J.; BUTNOR, J. R.; COETSEE, C.; BOUCHER, P. B.; CASE, M. F.; HOCKRIDGE, E. G.; DAVIES, A. B.; STAVER, A. C. Limited increases in savanna carbon stocks over decades of fire suppression. **Nature**, v. 603, n. 7901, p. 445-449, 2022.

ZIMBRES, B.; SHIMBO, J.; BUSTAMANTE, M.; LEVICK, S.; MIRANDA, S.; ROITMAN, I.; SILVÉRIO, D.; GOMES, L.; FAGG, C.; ALENCAR, A. Savanna vegetation structure in the Brazilian Cerrado allows for the accurate estimation of aboveground biomass using terrestrial laser scanning. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117798, 2020.

ZIMBRES, B.; RODRÍGUEZ-VEIGA, P.; SHIMBO, J. Z.; BISPO, P. C.; BALZTER, H.; BUSTAMANTE, M.; ROITMAN, I.; HAIDAR, R.; MIRANDA, S.; ... ALENCAR, A. Mapping the stock and spatial distribution of aboveground woody biomass in the native vegetation of the Brazilian Cerrado biome. **Forest Ecology and Management**, v. 499, p. 119615, 2021.

6 CAPÍTULO 4

INTEGRAÇÃO DA ALTURA DO DOSSEL E DE GRADIENTES AMBIENTAIS PARA A ESTIMATIVA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO NO BRASIL

RESUMO

A estimativa precisa da biomassa acima do solo (AGB) é essencial para o monitoramento florestal, para a contabilidade de carbono e avaliações ecológicas, especialmente em regiões tropicais de alta complexidade. O estudo utilizou 6.070 parcelas do Inventário Florestal Nacional (IFN) com medições de diâmetro a altura do peito acima de 10 cm, altura total e identificação das espécies arbóreas, como amostra para estimativa da AGB. Foi avaliado o desempenho de três produtos de sensoriamento remoto com altura de dossel (resoluções de 1, 10 e 30 m de pixel) em relação aos dados das médias das alturas de campo das unidades amostrais do IFN (H). Cinco modelos de crescimento não lineares sigmoidais foram testados para estimativa da AGB em função da melhor altura de dossel por sensoriamento remoto, com a diferenciação do conjunto amostral de 80% para os ajustes dos modelos e 20% das amostras de validação para testes de equivalência do modelo. Entre as alturas de dossel, a resolução da imagem de 10 m de pixel apresentou a melhor correspondência com as observações H de campo. A função Gompertz apresentou o melhor desempenho com base em AIC, RMSE, MAE, R^2 e Bias dentre os demais modelos. Covariáveis ambientais (precipitação e temperatura) foram incorporadas à estrutura do modelo Gompertz, aprimorando o comportamento assintótico e a curvatura do modelo. Para lidar com a forte heterocedasticidade dos resíduos, aplicou-se um modelo *Generalized Nonlinear Least Squares* (*gnls*) com função potencial da estrutura de variância *varPower*. O parâmetro ($\delta \approx 1,51$) representa o expoente que reduziu o erro residual e melhorou a estabilidade numérica, controlando como a variância cresce em função das covariáveis. O teste de equivalência estatística confirmou as predições do modelo com as amostras de validação de biomassa acima do solo. O modelo final (*gnls*) apresentou R^2 de 76%, erro RMSE de 43,9 $Mg.ha^{-1}$, erro relativo de 72,6%, média geral de 60,5 $Mg.ha^{-1}$ e valor máximo em 385,70 $Mg.ha^{-1}$ para o Brasil, resultando estimativas escaláveis e ecologicamente consistentes de AGB no Brasil.

Palavras-chave: Altura do dossel, Biomassa acima do solo, Modelos Não Lineares, Sensoriamento Remoto, Variáveis Ambientais.

6.1 Introdução

A estimativa precisa da biomassa acima do solo (AGB, do inglês: *Aboveground Biomass*) é fundamental para compreender o funcionamento dos ecossistemas, avaliar estoques e fluxos de carbono, monitorar mudanças na cobertura florestal e apoiar políticas globais de mitigação climática (Melillo *et al.*, 1993; Friedlingstein *et al.*, 2023). Em escala global, as florestas armazenam aproximadamente 45% do carbono terrestre, desempenhando papel central na regulação climática e nos compromissos internacionais de redução de emissões (Lee; Romero, 2023; Pan *et al.*, 2011). Todavia, a quantificação espacialmente consistente da biomassa permanece um desafio, especialmente em regiões tropicais, onde a estrutura da vegetação apresenta grande heterogeneidade em múltiplas escalas (Saatchi *et al.*, 2011; Baccini *et al.*, 2012).

Historicamente, estimativas de biomassa foram derivadas de inventários florestais terrestres, utilizando equações alométricas parametrizadas por diâmetro, altura e densidade da madeira (Chave *et al.*, 2005; 2014). Embora esse método seja preciso em nível de parcela, sua aplicação em grandes áreas é limitada pela baixa cobertura espacial, pela dificuldade de amostragem em regiões remotas e pelo alto custo operacional. Nesse contexto, avanços recentes em sensoriamento remoto têm transformado a capacidade de monitorar a estrutura florestal em escala global. O lançamento da missão GEDI (*Global Ecosystem Dynamics Investigation*) inaugurou uma nova era na caracterização tridimensional das florestas, fornecendo medidas diretas da estrutura e diversidade do dossel da vegetação com a biodiversidade (Schneider; Zabel; Mauser, 2022). A integração dessas informações em modelos de biomassa representa atualmente uma das fronteiras mais relevantes da ecologia de ecossistemas e da ciência do carbono (Dubayah *et al.*, 2022).

A altura média do dossel tem sido amplamente reconhecida como um dos preditores estruturais mais robustos da biomassa acima do solo (Lefsky *et al.*, 2002; Saatchi *et al.*, 2011). A relação entre altura e biomassa reflete mecanismos biomecânicos, fisiológicos e ecológicos, incluindo limitações hidráulicas, competição por luz, disponibilidade hídrica e características funcionais das espécies (Poorter *et al.*, 2015). Estudos demonstraram que variações na estrutura vertical explicam grande parte da variação de biomassa entre biomas tropicais e subtropicais (Stegen *et al.*, 2013; Sullivan *et al.*, 2020). Entretanto, a precisão dessas estimativas depende substancialmente da resolução espacial e da qualidade dos produtos de altura utilizados.

Nos últimos anos, diferentes produtos derivados de GEDI, combinados com sensores ópticos e radar, passaram a disponibilizar estimativas globais de altura de dossel em resoluções

entre 1 e 30 m (Potapov, *et al.*, 2011; Lang *et al.*, 2023; Tolan *et al.*, 2024). Apesar de sua crescente adoção, ainda existe uma lacuna na literatura sobre qual dessas fontes apresenta melhor desempenho ao ser comparada com dados de campo, especialmente em regiões mega diversas como o Brasil. Este desafio é particularmente relevante para os biomas brasileiros, que incluem florestas densas, savanas arborizadas, formações sazonais e vegetações abertas, todas com estruturas verticais altamente contrastantes.

Além da estrutura vertical, variáveis ambientais, como precipitação e temperatura, influenciam fortemente o acúmulo de biomassa, condicionando taxas de crescimento, capacidade assintótica e limites funcionais das florestas (Malhi, 2012; Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019). Ainda assim, grande parte dos modelos de biomassa em escala continental ignora ou simplifica esses gradientes ambientais, resultando em estimativas menos sensíveis às restrições ecológicas de cada bioma. A integração explícita de variáveis climáticas em modelos biométricos não lineares representa, portanto, uma oportunidade de aprimorar a acurácia e a capacidade de generalização desses modelos.

Um desafio adicional na modelagem de biomassa é a presença de heterocedasticidade, decorrente do aumento da variabilidade residual à medida que a altura e a biomassa crescem (Parresol, 1999; Dutcă *et al.*, 2022). Modelos tradicionais de regressão não lidam adequadamente com esse problema, levando a estimativas enviesadas e intervalos de confiança imprecisos. Nesse contexto, modelos *Generalized Nonlinear Least Squares* (*gnls*), capazes de incluir estruturas explícitas de variância, têm se destacado como abordagem robusta para corrigir a heterogeneidade da variância em dados ecológicos (Pinheiro; Bates, 2000). A combinação de modelos não lineares, covariáveis ambientais e estruturas de variância representa um avanço metodológico promissor para aplicações em larga escala (Eerikäinen, 2003; Juckes *et al.*, 2025).

A relação entre altura das árvores e biomassa acima do solo é inerentemente não linear, conforme demonstrado por modelos alométricos amplamente consolidados na literatura florestal (Feldpausch *et al.*, 2012; Chave *et al*., 2014), refletindo restrições biomecânicas, metabólicas e estruturais do crescimento arbóreo. Portanto, o presente estudo tem como objetivo analisar a contribuição da incorporação explícita de gradientes ambientais contínuos de precipitação e temperatura em modelos não lineares da relação entre altura do dossel e estimativa da biomassa acima do solo para diferentes biomas brasileiros.

6.2 Material e Métodos

Para gerar a forma mais acurada do mapeamento de biomassa correlacionado com os dados de campo do IFN, foram testados 5 modelos não lineares com a inclusão de covariáveis ambientais na modelagem da biomassa acima do solo em escala nacional. Foram conduzidas seis etapas principais (Figura 13). Primeiro, estimou-se a biomassa acima do solo dos inventários de campo do IFN utilizando para isto equações alométricas de palmeiras e árvores, utilizando a densidade básica da madeira. Em seguida, avaliou-se a relação entre três fontes de altura de dossel derivadas de sensoriamento remoto e as alturas de árvores medidas em campo, de forma a identificar a representação mais realista da estrutura florestal. Posteriormente, cinco modelos não lineares (Chapman–Richards, Lundqvist–Korf, Logístico, Gompertz e Schumacher) foram comparados para relacionar a biomassa acima do solo estimada com a altura de dossel mais ajustados aos dados de campo. Após a seleção do modelo mais adequado para estimativa de AGB, examinou-se combinações de gradientes ambientais (precipitação × temperatura) com altura de dossel, bem como a modelagem da estrutura de variância dos resíduos, para estabilizar a heterocedasticidade e o teste de equivalência da estimativa de biomassa acima do solo entre os biomas brasileiros.

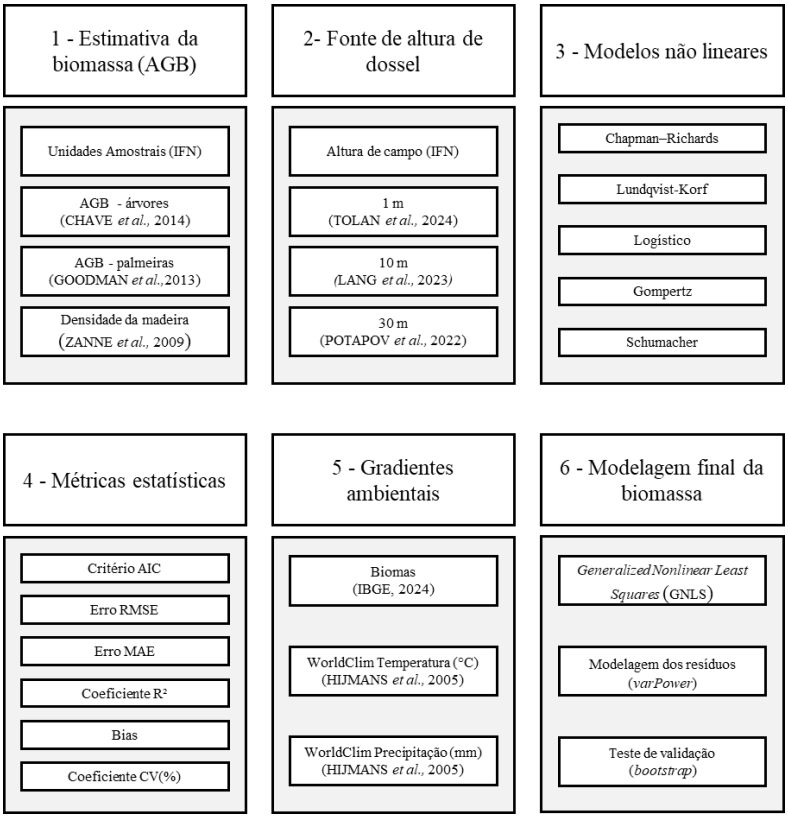


Figura 13 - Fluxograma da metodologia para ajustes das estimativas de biomassa acima do solo nas áreas de vegetação nativa do Brasil.

6.2.1 Unidades amostrais do Inventário Florestal Nacional - IFN

Os dados do IFN foram obtidos a partir do Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF), plataforma oficial mantida pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), que consolida dados nacionais sobre recursos florestais (BRASIL, 2025a). Os dados foram avaliados de forma a permitir a correlação com os produtos de altura de dossel que tiveram os mapeamentos referentes ao ano de 2020.

O critério de filtragem consistiu na consulta ao mapeamento de Florestas Naturais do Serviço Florestal Brasileiro (SFB) para verificar a ocorrência de desmatamento nas unidades amostrais. Foram excluídas: (i) unidades amostrais medidas em campo antes de 2020 que apresentaram desmatamento posterior à medição e anterior ao ano de referência das imagens de altura de dossel (2020), e (ii) unidades amostrais cujas medições de campo foram realizadas após eventos de desmatamento ocorridos posteriormente a 2020. Esse procedimento foi adotado para garantir a consistência temporal entre as observações de campo e os produtos de altura de dossel utilizados no estudo. Em seguida, foram selecionadas 6.077 unidades amostrais do total de 8.951, em que se apresentam em diferentes estágios de sucessão de florestas naturais ou plantadas, distribuídas em cinco biomas: Amazônia (n=1.727), Caatinga (n=1.119), Cerrado (n=2.240), Mata Atlântica (n=886) e Pampa (n=105). O bioma Pantanal foi desconsiderado por não apresentar unidades amostrais mensuradas pelo IFN (Figura 14).

As variáveis quantitativas analisadas foram: diâmetro à altura do peito (DAP), medido a 1,30 m do solo para indivíduos com DAP ≥ 10 cm; e altura total (H), registrada para todos os fustes dentro da parcela amostral de 0,4 ha. A densidade básica da madeira (ρ), expressa em $g \cdot cm^{-3}$, foi obtida a partir do *Global Wood Density Database* (ZANNE *et al*., 2009) para cada gênero e espécie presente nas unidades amostrais. Quando o valor específico da espécie não estava disponível, adotou-se a média do gênero ou, na ausência desta, a média da família botânica.

6.2.2 Estimativa da biomassa acima do solo empregando equações alométricas

O método mais preciso para determinar a biomassa arbórea é a amostragem destrutiva, que consiste na derrubada, secagem e pesagem completa dos componentes da árvore. Entretanto, por ser logisticamente inviável, ambientalmente impactante e economicamente impraticável em grandes escalas, esse método tem uso limitado em estudos regionais e nacionais. Diante disso, tornam-se essenciais as equações alométricas empíricas, que permitem

converter parâmetros mensuráveis em campo como diâmetro e altura em estimativas de biomassa (CHAVE *et al.*, 2005). Assim, a biomassa acima do solo (AGB) e o estoque de carbono podem ser derivados de forma consistente a partir das variáveis dendrométricas obtidas nos inventários florestais.

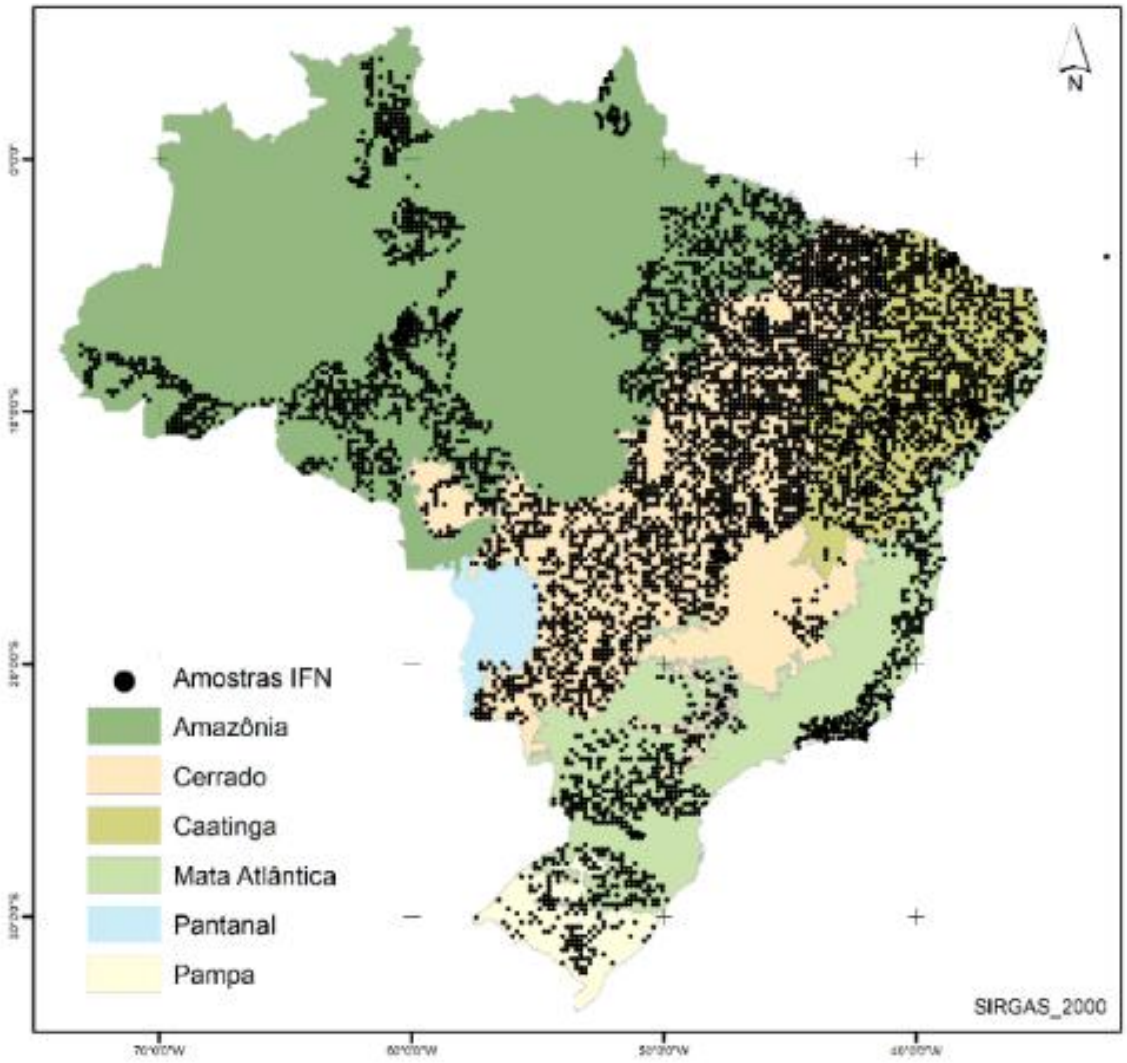


Figura 14 - Área de estudo com limites dos biomas (IBGE, 2024) e da distribuição das unidades amostrais.

A biomassa acima do solo total foi estimada para cada unidade amostral do IFN (0,4 ha) pela soma da biomassa de todos os indivíduos lenhosos e das palmeiras com porte arbóreo. Os valores foram convertidos para megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), equivalente a tonelada por hectare (t·ha^{-1}), a fim de padronizar as unidades e permitir comparações com a literatura. Para as espécies arbóreas dicotiledôneas foi utilizada a equação Pantropical proposta por Chave *et al*. (2014) (Equação 1), amplamente empregada em inventários e estudos de biomassa em

regiões tropicais. Para as palmeiras e os bambus, devido à sua distinta arquitetura monocotiledônea, aplicou-se uma equação exponencial específica (Equação 2), desenvolvida por Goodman *et al.*, (2013) e recomendada para estimativas mais acuradas destes indivíduos.

$$AGB = 0{,}0673 \times (\rho DAP^2 H)^{0{,}976} + \varepsilon \quad (1)$$

$$AGB = exp\,(-3{,}3488 + 2{,}7483.\,ln\,(DAP)/1000^2\,H) + \varepsilon \quad (2)$$

*em que: AGB é a biomassa acima do solo , ρ é a densidade básica da madeira em (g.cm²), DAP é igual ao diâmetro a altura do peito de cada fuste da árvore em (cm) e H é a altura da árvore em (m).

6.2.3 Altura média de árvores e altura média de dossel

As unidades amostrais (UA) do IFN são conglomerados de 4 Subunidades com 10 Subparcelas em cada subunidade onde as árvores são medidas e identificadas. As UA são distribuídas a partir de uma grade regular quadrada de 20 km, cujo ponto central define a posição da parcela e a 100 m ao norte magnético defini o ponto final das Subunidades, considerando 150 m para as Subunidades na Amazônia. A partir desse ponto central, delimitou-se uma área de referência com 150 m de raio (aproximadamente 7 ha) para comparar as médias de altura de todas as árvores com DAP igual ou superior a 10 cm obtidas pelo IFN nas Subunidades amostrais com as médias derivadas dos produtos de altura de dossel por sensoriamento remoto (Figura 15).

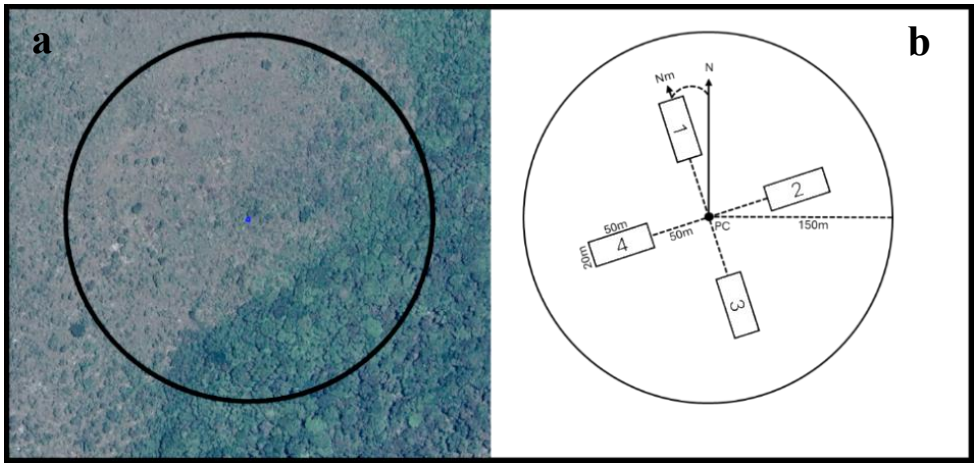


Figura 15 - a) Área de abrangência de 7 hectares das unidades amostral do IFN. b) Arranjo amostral compostas por 4 subunidades com medições das alturas totais das árvores maior igual a 10 cm de DAP.

A altura média das árvores no IFN foi obtida a partir das medições realizadas com clinômetros ou réguas telescópicas de 5 metros, registradas para todos os indivíduos com DAP ≥ 10 cm. A altura total é definida como a distância vertical entre o nível do solo e o ápice de cada árvore. Para cada unidade amostral, calculou-se a altura média considerando todas as árvores mensuradas nas quatro subunidades.

A delimitação da primeira subunidade parte da coordenada geográfica do ponto central, aplicando-se a declinação magnética medida em campo, diferença angular entre o norte verdadeiro (N) e o norte magnético (Nm). A partir dessa direção, estabelece-se o ponto inicial a 50 m e o ponto final a 100 m do centro, formando um retângulo de 20 × 50 m (0,1 ha). As subunidades 2, 3 e 4 são posicionadas sucessivamente no sentido horário, com incrementos de 90°, totalizando 0,4 hectare por unidade amostral do IFN.

A altura média das árvores medidas em campo foi atribuída ao ponto central de cada unidade amostral do IFN para permitir a comparação direta com as médias das três fontes de altura de dossel derivadas de sensoriamento remoto. A média da altura de dossel por unidade amostral foi calculada pela soma dos valores das alturas de dossel dos pixels não nulos, dividida pelo número total de pixels com valores diferentes de zero dentro da área circular de referência (7,06 ha). Pixels nulos dentro da unidade amostral ocorrem devido às máscaras de não vegetação presentes nos produtos de altura do dossel, evitando a inclusão de áreas sem cobertura arbórea na estimativa.

As alturas médias de dossel foram extraídas de três fontes independentes de sensoriamento remoto, com diferentes resoluções espaciais que abrange todo o Brasil: (i) 1 m (Tolan *et al.*, 2024), (ii) 10 m (Lang *et al.*, 2023), e (iii) 30 m (Potapov *et al.*, 2021). Esses produtos foram confrontados com as alturas médias das árvores medidas em campo pelo IFN, permitindo avaliar o desempenho relativo e a consistência de cada estimativa de altura do dossel (Figura 16).

As três fontes de altura de dossel utilizadas neste estudo são derivadas de metodologias baseadas em dados LIDAR orbitais do programa GEDI, combinados a imagens multiespectrais de satélites ópticos. Essa integração permite extrapolar a variabilidade vertical da vegetação para superfícies contínuas, gerando estimativas de altura em escala global. As três fontes foram selecionadas considerando apenas unidades amostrais do IFN sem ocorrência de desflorestamento entre a data das medições de campo e o ano de referência das imagens (2020). Essa verificação das amostras foi conduzida utilizando a sobreposição da série temporal dos mapeamentos de Florestas Naturais do SFB, garantindo consistência temporal entre campo e sensoriamento remoto.

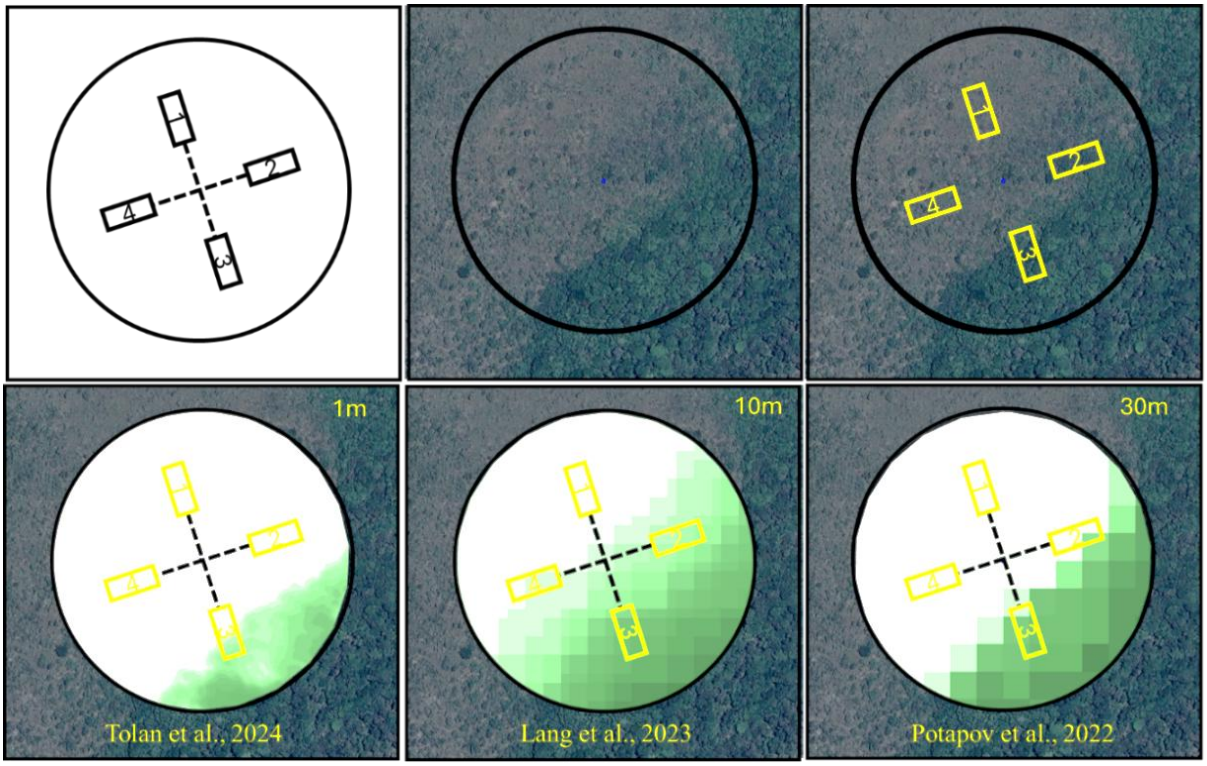


Figura 16 - Sobreposições das 4 subunidades das unidades amostrais do IFN com a área da amostra de sensoriamento remoto coincidentes no ponto central.

As fontes representam diferentes tecnologias e resoluções espaciais, o que permite avaliar a sensibilidade, a fidelidade estrutural e a acurácia de cada produto em relação às alturas médias das árvores medidas em campo. Para lidar com a presença de pixels sem valor ou nulos (NA), decorrentes principalmente de máscaras de não vegetação ou ausência de estimativas de altura, as métricas foram analisadas proporcionalmente à quantidade de NAs. Dessa forma, unidades amostrais com menor cobertura válida foram interpretadas como apresentando maior incerteza nas estimativas de altura de dossel.

6.2.4 Variáveis ambientais - temperatura e precipitação

A base de dados dos limites oficiais dos biomas brasileiros foi obtida no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), utilizando a versão atualizada em 2024. Os biomas representam unidades ecológicas amplas que compartilham características semelhantes de clima, solo, vegetação e fauna, agrupando diferentes ecossistemas em regiões fisionômicas definidas pela estrutura predominante da vegetação e pela biodiversidade adaptada localmente (Ricklefs, 2010). Neste estudo, o bioma foi adotado como unidade de planejamento ambiental

e territorial para segmentar as amostras de treinamento e validação dos modelos de biomassa acima do solo.

As variáveis ambientais foram incorporadas ao modelo como preditores capazes de capturar o efeito dos gradientes climáticos sobre a distribuição e variação da biomassa. As informações climáticas foram obtidas utilizando a plataforma do Google Earth Engine, a partir da base de dados *WorldClim*, sem alteração da resolução espacial próxima a 1km ou 30 segundos, para todo o globo terrestre, com séries mensais de temperatura e precipitação derivadas de registros interpolados globalmente. O conjunto global inclui temperaturas mínimas (até –57,3 °C), médias (–53 a 39,4 °C) e máximas (até 49 °C), bem como dados de precipitação variando entre 0 e 2.949 mm mensais, com registros referentes ao período de 1950 a 2000 (Hijmans *et al.*, 2005).

6.2.5 Análises estatísticas

6.2.5.1 Comparação e avaliação das fontes de altura de dossel por sensoriamento remoto

As médias das alturas de dossel derivadas das três fontes de sensoriamento remoto foram associadas diretamente às respectivas unidades amostrais do IFN, utilizando o ponto central de cada parcela como referência espacial. Assim, as alturas médias das árvores medidas em campo foram comparadas com as médias de altura de dossel calculadas no raio de 150 m (aproximadamente 7 ha), garantindo correspondência espacial consistente entre campo e sensoriamento remoto. O erro de cada fonte foi calculado como a diferença entre as estimativas de altura de dossel e os valores observados no IFN, considerados como referência (“verdade de campo”). Também foram computadas as proporções de pixels válidos dentro da área de amostragem, estratificadas por faixas de altura, a fim de avaliar possíveis padrões de saturação ou ausência de valores.

Para evitar que fontes com menor cobertura válida fossem indevidamente beneficiadas nas métricas de desempenho, adotou-se um procedimento de penalização das métricas de erro e ajuste. A penalização foi calculada pela razão entre o número de amostras inválidas e o total de amostras, aplicando-se um fator multiplicativo de correção (Fórmula 1). Esse procedimento, neste trabalho, visa assegurar que fontes com maior perda de cobertura, isto é, com maior proporção de amostras sem valores de altura de dossel, apresentem penalizações proporcionais, permitindo uma comparação mais justa e equilibrada entre as três tecnologias avaliadas.

$$\text{Métrica Penalizada} = \text{Métrica} \times \left(1 + \frac{n_{\text{inválido}}}{n_{\text{total}}}\right) \quad (1)$$

A avaliação estatística incluiu a correlação linear de Pearson (r), para identificar o grau de associação entre as alturas observadas e estimadas; raiz quadrada do erro médio (RMSE), para quantificar o erro médio; Bias, como medida da tendência sistemática (superestimativa ou subestimativa) das fontes de dossel; penalização dessas métricas, considerando a proporção de valores ausentes (NA) ou inconsistentes. Além disso, foram analisados gráficos de dispersão entre a altura do IFN e cada fonte de dossel, permitindo visualizar padrões de dispersão, tendências de erro, presença de limites práticos de saturação e amplitude máxima detectável de cada tecnologia. Tais gráficos são essenciais para identificar diferenças estruturais entre as fontes e avaliar sua capacidade de representar a variação da altura média do dossel.

Também foi realizada a avaliação gráfica por meio de diagramas de caixa, utilizados para representar a dispersão dos dados, a tendência central, o grau de simetria e a identificação de valores atípicos (*outliers*). Essa abordagem é especialmente útil para comparar múltiplas distribuições, permitindo visualizar diferenças estruturais entre as três fontes de altura de dossel e os valores observados em campo. Adicionalmente, foram elaborados histogramas de frequência sobrepostos, combinando a distribuição da altura média das árvores medidas nas unidades amostrais do IFN com as distribuições correspondentes das três fontes de alturas de dossel derivadas por sensoriamento remoto. Essa comparação permitiu avaliar a coerência entre as distribuições utilizando o software estatístico R, a presença de deslocamentos sistemáticos e os padrões de amplitude capturados por cada produto.

As diferenças entre as fontes foram analisadas em classes de altura de 10 metros (0–10, 10–20, 20–30, 30–40 e 40–50 m), permitindo comparar a distribuição dos erros médios dentro de cada faixa. Essa estratificação possibilitou avaliar possíveis limitações estruturais das fontes, como saturação em alturas maiores ou sensitividade reduzida em estratos mais baixos. Por fim, foram apresentadas tabelas contendo valores dos coeficientes de variação (CV) e dos erros quadráticos médios (RMSE) por classe de altura para cada fonte de dossel. Esses indicadores permitiram avaliar a variabilidade interna e a precisão relativa de cada produto em diferentes estratos de altura, contribuindo para identificar qual fonte apresenta desempenho mais consistente ao longo do gradiente vertical da vegetação analisada.

6.2.5.2 Ajuste de modelos não lineares para a estimativa de biomassa acima do solo

O conjunto completo de unidades amostrais do IFN (n = 6.077) com estimativas de biomassa acima do solo obtidas em campo foi particionado em duas partes: 80% das amostras (n = 4.860) foram utilizadas para treinamento dos modelos e 20% (n = 1.217) foram reservadas para testes de validação. Essa mesma proporção de estratificação (80/20) foi aplicada dentro de cada bioma, garantindo que o processo de validação contemplasse adequadamente a variabilidade ambiental e estrutural de cada região ecológica.

Nos ajustes biométricos, os valores de biomassa provenientes do IFN foram considerados como variável dependente (Mg ha^{-1}), enquanto a altura média do dossel, em metros (derivada da fonte de dossel avaliada), foi tratada como variável independente. Nesse contexto, foram ajustados cinco modelos não lineares amplamente utilizados em estudos de crescimento florestal e biomassa: Chapman–Richards, Lundqvist–Korf, Logístico, Gompertz e Schumacher apresentados na Tabela 7 (Campos; Leite, 2017).

Tabela 7- Modelos avaliados para estimativa de biomassa acima do solo em 6.077 unidades amostrais do IFN com a variável altura média de dossel (H).

Modelo	Estrutura matemática
Chapman–Richards	$y = b_0(1 - e^{-b_1 H})^{b_2}$
Lundqvist–Korf	$y = b_0 e^{-b_1\left(\frac{1}{H^{b_2}}\right)}$
Logístico	$y = \frac{b_0}{1 + b_1 e^{-b_2 H}}$
Gompertz	$y = b_0 e^{-b_1 e^{-b_2 H}}$
Schumacher	$y = b_0 e^{(b_1/H)}$

Todos os modelos foram ajustados utilizando o método de Levenberg–Marquardt, implementado no pacote *minpack.lm* (Elzhov *et al.,* 2023) por meio da função *nlsLM* no ambiente R Core Team, (2024). Esse algoritmo híbrido combina mínimos quadrados não lineares e gradientes adaptativos, proporcionando maior estabilidade numérica e maior probabilidade de convergência em modelos com parâmetros sensíveis e funções não lineares.

Para selecionar o modelo com melhor desempenho para estimativa da biomassa, foram analisadas diferentes métricas de qualidade de ajuste (Tabela 8), contemplando tanto a acurácia quanto a parcimônia.

O critério de Akaike (AIC) foi utilizado para avaliar simultaneamente a qualidade do ajuste e a complexidade do modelo, favorecendo aqueles que apresentam menor valor. A raiz

do erro quadrático médio (RMSE) foi empregada para quantificar o erro típico entre os valores observados e os valores previstos pelo modelo, expressando o desvio médio em unidades da variável de interesse. Também foi calculado o erro absoluto médio (MAE), uma métrica menos sensível a valores extremos, fornecendo uma estimativa robusta do erro médio absoluto. O coeficiente de determinação (R^2) foi computado para expressar a proporção da variância explicada pelo modelo, variando entre 0 e 1, onde valores mais elevados indicam melhor ajuste. O viés médio (Bias) também foi incluído nas métricas de avaliação, representando a tendência sistemática do modelo em superestimar (Bias > 0) ou subestimar (Bias < 0) os valores observados. Diferentemente das métricas baseadas em magnitude do erro, o Bias permite identificar desvios direcionais no ajuste, sendo essencial para avaliar se o modelo apresenta erros sistemáticos ao longo do gradiente de biomassa. O coeficiente de variação (CV) é uma medida adimensional de dispersão relativa, definida como a razão entre o desvio padrão e a média, expressa em porcentagem, que permite comparar a variabilidade entre conjuntos de dados com diferentes escalas. Essas métricas possibilitaram uma avaliação abrangente da precisão, robustez e estabilidade dos modelos não lineares ajustados.

Tabela 8 - Métricas estatísticas utilizadas para seleção do melhor modelo para estimativa da biomassa acima do solo em unidades amostrais do IFN.

Métrica	**Fórmula**
Critério de Akaike (AIC)	$AIC = 2k - 2ln(\hat{L})$
Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(yi - \hat{y}i)^2}$
Erro Absoluto Médio (MAE)	$MAE = \frac{1}{n}\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\lvert yi - \hat{y}i\rvert}$
Coeficiente de Determinação (R^2)	$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(yi - \hat{y}i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(yi - \overline{y})^2}$
Bias	$\text{Bias} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_i - y_i)$
Coeficiente de Variação (CV%)	$CV\% = \frac{\sigma_{\text{resíduos}}}{\hat{y}} \times 100$

*em que: k é o número de parâmetros do modelo, L é o valor da função de verossimilhança no ponto estimado, yi é o valor observado, $\hat{y}_i$ é o valor previsto pelo modelo, né o número de observações, $\overline{y}$ é o média dos valores observados e σ= erro padrão residual (desvio-padrão dos resíduos).

Gráficos contendo os valores observados de biomassa acima do solo sobrepostos às estimativas geradas pelo melhor modelo baseado na altura de dossel, estratificados por bioma, foram gerados para visualização do comportamento das estimativas em diferentes contextos

ambientais. Também foi analisada a variância dos resíduos (diferença entre observado e estimado), por meio de histogramas de frequência, para verificar a suposição de homoscedasticidade. Essa avaliação permitiu identificar possíveis padrões de heterogeneidade na dispersão dos erros, fundamentais para orientar o aprimoramento dos modelos.

6.2.5.3 Seleção e incorporação das variáveis ambientais no modelo não linear

Além da altura média do dossel, avaliou-se a inclusão de variáveis ambientais capazes de representar o efeito dos biomas sobre a estrutura dos dados e de contribuir para o controle da variância dos resíduos. Dentre as variáveis disponíveis, temperatura média anual e precipitação média anual foram selecionadas para capturar respostas ecológicas complexas da biomassa (Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019; Hubau *et al.*, 2020; Sullivan *et al.*, 2020; Bennett *et al.*, 2023). Foram selecionados, por apresentarem ampla cobertura espacial, longa série histórica, consistência metodológica, o banco de dados *WorldClim.* A disponibilidade global desses dados também permitiu sua integração direta às estimativas contínuas de altura de dossel por sensoriamento remoto.

A partir do ajuste inicial do modelo biométrico simples, que relacionava exclusivamente a biomassa acima do solo medida em campo (IFN) à altura média do dossel, investigou-se o potencial explicativo das variáveis ambientais ao nível dos parâmetros estruturais dos modelos não lineares. A hipótese assumida foi a de que a forma sigmoidal desses modelos poderia ser modulada por gradientes ambientais, especialmente temperatura e precipitação, amplamente reconhecidas como variáveis macroecológicas determinantes da produtividade vegetal, da dinâmica florestal e da capacidade de acúmulo de biomassa (Malhi, 2012; Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019).

Os ajustes foram realizados utilizando o algoritmo Levenberg–Marquardt (LM), via função nlsLM, devido à sua robustez em modelos não lineares, à capacidade de lidar com parâmetros correlacionados e a sua estabilidade em regiões planas do espaço de verossimilhança (Elzhov *et al.,* 2023). Com o objetivo de incorporar gradientes ambientais à estrutura funcional do modelo, foram avaliadas sistematicamente diferentes formas de inserção das variáveis climáticas nos parâmetros b_0, b_1 e b_2 do melhor modelo ajustado (Tabela 9).

Foram testadas as combinações de estruturas funcionais para incorporar variáveis ambientais nos parâmetros estruturais do modelo não linear, conforme apresentado na Tabela 9. As parametrizações com α, β e γ nos modelos incluíram formas multiplicativas e

exponenciais, bem como interações de temperatura (T) e precipitação (P) com a altura média do dossel (H), de modo a capturar respostas não lineares coerentes com processos ecológicos.

Tabela 9 - Estratégias de parametrização ambiental testadas nos parâmetros do modelo de Gompertz para estimativa da biomassa acima do solo.

Parâmetro	Forma funcional	Descrição ecológica
b_0	$b_0 = \alpha_0 constante$	Modelo simples sem efeito ambiental
b_0	$b_0 = \alpha_0 \cdot P^{\alpha_1}$	Precipitação modulando o nível inicial da curva.
b_0	$b_0 = \alpha_0 \cdot T^{\alpha_2}$	Temperatura influenciando a produtividade basal
b_0	$b_0 = \alpha_0 \cdot e^{(\alpha_1 P)}$	Crescimento exponencial associado à precipitação
b_0	$b_0 = \alpha_0 \cdot e^{(\alpha_2 T)}$	Resposta exponencial a gradientes térmicos
b_0	$b_0 = \alpha_0 \cdot e^{(\alpha_1 P + \alpha_2 T)}$	Efeito conjunto P + T
b_0	$b_0 = \alpha_0 \cdot e^{(\alpha_1 P \cdot H)}$	Interação precipitação × altura
b_1	$b_1 = \beta_0 constante$	Taxa de crescimento sem efeito ambiental
b_1	$b_1 = \beta_0 \cdot P^{\beta_1}$	Precipitação modulando a inclinação da curva
b_1	$b_1 = \beta_0 \cdot T^{\beta_2}$	Temperatura alterando a velocidade de crescimento
b_1	$b_1 = \beta_0 \cdot e^{(\beta_1 P)}$	Resposta exponencial à disponibilidade hídrica
b_1	$b_1 = \beta_0 \cdot e^{(\beta_2 T)}$	Sensibilidade térmica da taxa de crescimento
b_1	$b_1 = \beta_0 \cdot e^{(\beta_1 T \cdot H)}$	Efeito conjunto temperatura + precipitação
b_1	$b_1 = \beta_0 \cdot e^{(\beta_1 P + \beta_2 T)}$	Interação altura × temperatura
b_2	$b_2 = \gamma_0 constante$	Modelo simples sem modulação ambiental
b_2	$b_2 = \gamma_0 \cdot P^{\gamma_1}$	Precipitação modulando a taxa de saturação
b_2	$b_2 = \gamma_0 \cdot T^{\gamma_2}$	Temperatura influenciando o ponto de inflexão
b_2	$b_2 = \gamma_0 \cdot e^{(\gamma_1 P)}$	Resposta exponencial hídrica
b_2	$b_2 = \gamma_0 \cdot e^{(\gamma_2 T)}$	Resposta térmica exponencial
b_2	$b_2 = \gamma_0 \cdot e^{(\gamma_1 P + \gamma_2 T)}$	Modulação combinada P + T
b_2	$b_2 = \gamma_0 \cdot e^{(\gamma_1 P \cdot H)}$	Interação precipitação × altura

Foram exploradas diferentes estratégias de parametrização ambiental, incluindo a dependência direta dos parâmetros b_0, b_1 e b_2 em função da precipitação, da temperatura e de suas combinações com a altura do dossel. Todas as estruturas plausíveis foram testadas de forma combinada, buscando identificar aquela que melhorasse o ajuste do modelo, mantendo a estabilidade numérica, interpretação ecológica coerente e consistência no valor da assíntota, deslocamento e taxa de crescimento da curva alométrica resultante.

6.2.5.4 Modelagem da variância residual

Foram avaliadas as possíveis melhorias nos erros médios e na correlação entre os valores estimados e observados de biomassa acima do solo após a inclusão das variáveis ambientais. A

análise concentrou-se no erro residual (σ) de cada modelo, expresso como o coeficiente de variação dos resíduos (CV%), calculado em relação à biomassa média observada. Esse indicador reflete o quanto os resíduos variam, em média, ao redor da curva ajustada, permitindo comparar a estabilidade dos modelos com e sem a incorporação dos gradientes ambientais.

A inspeção gráfica dos resíduos, juntamente com a avaliação de seu comportamento em função das covariáveis, permitiu verificar a presença de heterocedasticidade, isto é, variância residual não constante ao longo do gradiente de altura média do dossel ou em função da precipitação e temperatura. Essa violação dos pressupostos de homogeneidade da variância indica que diferentes regiões do conjunto de dados apresentam erros sistematicamente maiores ou menores, comprometendo a eficiência dos estimadores e a precisão preditiva do modelo.

Diante da evidência de heterocedasticidade, adotou-se a modelagem generalizada via *Generalized Nonlinear Least Squares* utilizando a função *gnls*() do pacote nlme no R (Pinheiro; Bates, 2000). Esta modelagem permite especificar explicitamente uma estrutura de variância não constante por meio de funções de variância (Fórmula 2). Nesse contexto, foi incorporada ao modelo uma estrutura de pesos do tipo *varPower*, que expressa a variância dos resíduos como uma potência das covariáveis ambientais e/ou da altura média do dossel. Essa abordagem possibilita que a variância residual seja modelada como:

$$Var(\varepsilon i) = \sigma^2 \cdot g(z_i, \theta) \quad (2)$$

*em que: σ^2 é a variância que o modelo teria se não houvesse efeito de covariáveis na variância dos resíduos. z_i são as covariáveis que influenciam a variância dos resíduos (altura média do dossel, precipitação média anual e temperatura média anual), g a função (neste caso, varPower) e θ o parâmetro(s) estimado(s) automaticamente pelo modelo.

O modelo *varPower* assume que a variância residual cresce (ou diminui) como uma potência da covariável utilizada para modelar a heterocedasticidade. Com base nisso, foram testadas diferentes combinações de covariáveis, altura média do dossel, precipitação média anual e temperatura média anual, como potenciais explicadoras da variabilidade residual. A seleção final da estrutura de variância considerou a melhoria nos critérios de ajuste, a redução da heterocedasticidade e a estabilidade numérica do modelo.

Os resultados foram apresentados por meio dos testes de significância dos parâmetros da estrutura de variância e pela análise gráfica da distribuição dos resíduos, incluindo

histogramas de frequência e gráficos de resíduos versus valores ajustados, os quais permitiram avaliar a adequação da modelagem e a efetiva correção da heterocedasticidade.

6.2.5.5 Teste de equivalência do modelo

Após a definição da estrutura funcional do modelo, incluindo a incorporação das covariáveis ambientais e a correção da heterocedasticidade por meio da modelagem da variância residual, procedeu-se a validação externa utilizando um conjunto independente de dados (conjunto de teste). O objetivo dessa etapa foi avaliar o desempenho preditivo do modelo *gnls* e verificar sua capacidade de generalização para áreas não utilizadas no ajuste dos parâmetros.

Inicialmente, foram gerados os valores preditos de biomassa acima do solo para todas as unidades amostrais pertencentes ao conjunto de teste (20%). Em seguida, realizou-se uma análise de equivalência estatística entre os valores previstos e os valores observados de biomassa, utilizando o método *Two One-Sided Tests* (TOST) com reamostragem bootstrap, implementado pela função *equiv.boot*() do pacote *equivalence* no software R. Esse método permite avaliar se as predições do modelo podem ser consideradas estatisticamente equivalentes as observações reais, dentro de limites previamente especificados (Schuirmann, 1987).

Para essa avaliação, foram definidos limites de equivalência aditivos (b0.ii = 5) e multiplicativos (b1.ii = 0,25), considerando um nível de significância de $\alpha = 0,10$, com 1.000 reamostragens via *bootstrap*. A função retorna intervalos de confiança *bootstrap* (10%–90%) para os parâmetros de equivalência aditiva (b0) e proporcional (b1), permitindo testar as hipóteses nulas de não equivalência. Assim, é possível verificar se as predições do modelo *gnls* são estatisticamente equivalentes aos valores observados de biomassa acima do solo no conjunto de teste, dentro dos limites estabelecidos para avaliação (Hoover; Smith, 2016).

6.3 Resultados

6.3.1 Estimativa da biomassa acima do solo nas unidades amostrais do IFN

Foram contabilizadas o total de 8.951 unidades amostrais (UA) no conjunto original do IFN, com 841.387 árvores medidas. O diâmetro à altura do peito (DAP) variou entre 10 e 557 cm, enquanto a altura total variou de 1 a 50 m, refletindo a ampla diversidade estrutural dos biomas brasileiros. Dentre os indivíduos medidos, 270.853 árvores apresentaram identificação

botânica ao nível de espécie, abrangendo 1.225 táxons distintos. Outras 512.396 árvores foram identificadas ao nível de gênero, somando 4.040 gêneros registrados. Adicionalmente, 265.009 indivíduos permaneceram sem identificação botânica formal, embora possuíssem aproximadamente 11.505 nomes populares, ainda em fase de padronização taxonômica.

Durante a verificação da base taxonômica para o cálculo da densidade da madeira, observou-se que algumas espécies registradas pelo IFN, como *Acrocomia aculeata* e *Amphiodon effusus* em áreas da Amazônia, não foram encontradas no *Global Wood Density Database*, o qual contém mais de 16 mil registros distribuídos entre 8.224 espécies. Nesses casos, foram adotadas densidades médias ao nível de gênero ou família.

Com base na identificação taxonômica disponível, foram estimadas as médias das densidades básicas da madeira por bioma: Amazônia (0,616 $g \cdot cm^{-3}$ ± 0,20), Cerrado (0,687 $g \cdot cm^{-3}$ ±0,19), Caatinga (0,738 $g \cdot cm^{-3}$ ±0,25), Mata Atlântica (0,640 $g \cdot cm^{-3}$ ±0,21) e Pampa (0,701 $g \cdot cm^{-3}$ ±0,22). Espera-se que o Pantanal apresente valores intermediários entre Cerrado e Amazônia, embora não haja unidades do bioma amostradas no IFN para confirmação.

Após a aplicação do critério de exclusão das UA que sofreram desmatamento posterior às medições de campo, assegurando correspondência temporal com as imagens de altura de dossel de 2020, foram removidas 2.881 UA, correspondendo a 32% do total. Permaneceram 6.070 UA válidas para as análises. Aplicando-se a equação Pantropical de Chave *et al*. (2014) e de Goodman *et al*., (2013), estimou-se a biomassa acima do solo para 554.945 árvores ou palmeiras presentes nessas unidades. Os indivíduos arbóreos apresentaram média de DAP equivalente, ou seja, o diâmetro hipotético de uma árvore com área basal equivalente a soma das áreas basais de múltiplos fustes = 9,37 cm, média de altura total = 10,9 m, densidade populacional de 258 indivíduos por hectare, média de área basal = 9,8 $m^2 \cdot ha^{-1}$ e biomassa acima do solo média de 66,87 Mg ha^{-1}.

6.3.2 Análise exploratória das variáveis empregadas na estimativa da biomassa

A análise exploratória das 6.070 unidades amostrais distribuídas nos cinco biomas brasileiros revelou que dentre as variáveis avaliadas (temperatura, precipitação e altura), a altura média do dossel foi o preditor mais forte da biomassa acima do solo, apresentando correlação linear elevada (r = 0,842) e explicando aproximadamente 71% da variabilidade observada nos dados. Os resultados biogeográficos evidenciaram diferenças estruturais marcantes entre os biomas. A Amazônia apresentou os maiores valores médios de biomassa acima do solo estimada pelo IFN (140 Mg ha^{-1}) e maior altura média da vegetação (21,5 m). Em seguida,

observaram-se valores intermediários na Mata Atlântica (55 Mg ha^{-1}), Pampa (49,7 Mg ha^{-1}) e Cerrado (28,5 Mg ha^{-1}), enquanto a Caatinga registrou os menores valores médios de biomassa (13,0 Mg ha^{-1}), refletindo a menor altura da vegetação e sua fisionomia predominantemente arbustiva.

Entre as variáveis ambientais avaliadas, a precipitação média anual apresentou correlação moderada com a biomassa (r = 0,566), indicando influência climática relevante na produtividade e estrutura florestal. Já a temperatura média anual, analisada isoladamente, não se mostrou um preditor significativo da biomassa acima do solo. Em conjunto, esses padrões revelam fortes gradientes biogeográficos e funcionais entre os biomas brasileiros, com variações expressivas tanto na estrutura vertical da vegetação quanto na produtividade acima do solo.

6.3.3 Comparação das fontes de alturas de dossel com amostras de campo do IFN

As métricas de desempenho incluíram a análise da estatística descritiva das três fontes de altura de dossel derivadas de sensoriamento remoto (1, 10 e 30 m de resolução do pixel), considerando apenas os valores válidos dentro das unidades amostrais (Tabela 10). Algumas fontes apresentaram regiões sem informação dentro da unidade amostral devido a aplicação de máscaras de não vegetação, resultando em valores chamados NA sem estimativa de altura média de dossel. Nessas situações, a imagem (10 m) teve os valores mínimos, 1º quartil e mediana mais próximo das unidades amostrais dos dados do IFN e a imagem (30 m) a melhor média, porém com maior quantidade de NA.

Tabela 10 - Comparação das análises descritivas dos valores de altura média de dossel (m) das unidades amostrais entre fontes das alturas analisadas

Fonte de altura	Mínimo	1º Qu.	Mediana	Média	3º Qu.	Máximo	NA
IFN	1,50	5,82	7,94	9,07	11,63	30,90	-
Tolan (1m)	0,00	0,54	2,19	5,49	8,14	24,07	124
Lang (10 m)	0,95	6,45	9,69	12,97	17,26	40,84	0
Potapov (30 m)	0,00	1,60	4,19	8,27	11,78	34,15	313

A presença de valores ausentes prejudica diretamente as comparações estatísticas entre as fontes de altura de dossel e os dados observados em campo, reduzindo o total de amostras de 6.077 para 5.672 sem NA. Para quantificar esse efeito, a Tabela 11 apresenta a distribuição das observações válidas das alturas médias de dossel por faixas de altura e seus respectivos

percentuais de cobertura. Essa estratificação permite identificar que a imagem Lang (10 m) teve melhor representação das médias entre as fontes avaliadas.

Tabela 11 - Proporção das 6.077 unidades amostrais do IFN coincidindo com 5.672 observações completas entre as 3 fontes

Faixa de altura	IFN	Tolan (1 m)	Lang (10 m)	Potapov (30 m)	% Tolan (1 m)	% Lang (10 m)	% Potapov (30 m)
0-10	4.045	3.941	4.045	3.802	97.4	100	94
10-20	1.954	1.936	1.954	1.889	99,1	100	96,7
20-30	75	73	75	70	97,3	100	93,3
30-40	3	3	3	3	100	100	100

As métricas apresentadas na Tabela 12 indicam que a fonte de altura de dossel com resolução espacial de 10 m apresentou a maior correlação linear com as alturas médias observadas em campo, ainda que de forma apenas ligeiramente superior às demais fontes. Por outro lado, a raiz do erro quadrático médio (RMSE) foi menor na fonte de 30 m, apontando melhor desempenho em termos de erro absoluto de predição. Na análise da tendência (Bias), a fonte de 1 m apresentou o menor viés, sendo, portanto, a menos tendenciosa entre as três resoluções avaliadas.

Tabela 12 - Métricas estatísticas de comparação das fontes de alturas de dossel

Fontes de altura	n válido	Correlação	RMSE	Bias	RMSE penalizado*	Bias penalizado*
Lang (10 m)	6.077	0,759	7,78	3,90	7,78	3,90
Tolan (1 m)	5.764	0,741	6,84	-0,88	7,19	-0,92
Potapov (30 m)	5.953	0,740	5,95	-3,63	6,07	-3,70

* Fórmula: métrica penalizada = métrica.(1 + n inválido / n total)

A análise dos gráficos de dispersão (*scatterplots*) entre as três fontes de altura de dossel indicou que a resolução espacial de 10 m apresenta o maior alcance de saturação, refletindo maior capacidade de representar valores elevados de altura. Esse comportamento sugere que essa fonte possui maior capacidade preditiva da altura do dossel, mesmo que com maior erro comparado com as medições de campo. Portanto, mesmo as outras duas fontes de alturas de dossel apresentando erros menores, o fato da perda de amplitude das resoluções de 1 m e 30 m apresentam limitações de medição de dossel acima dos 30 m (Figura 17).

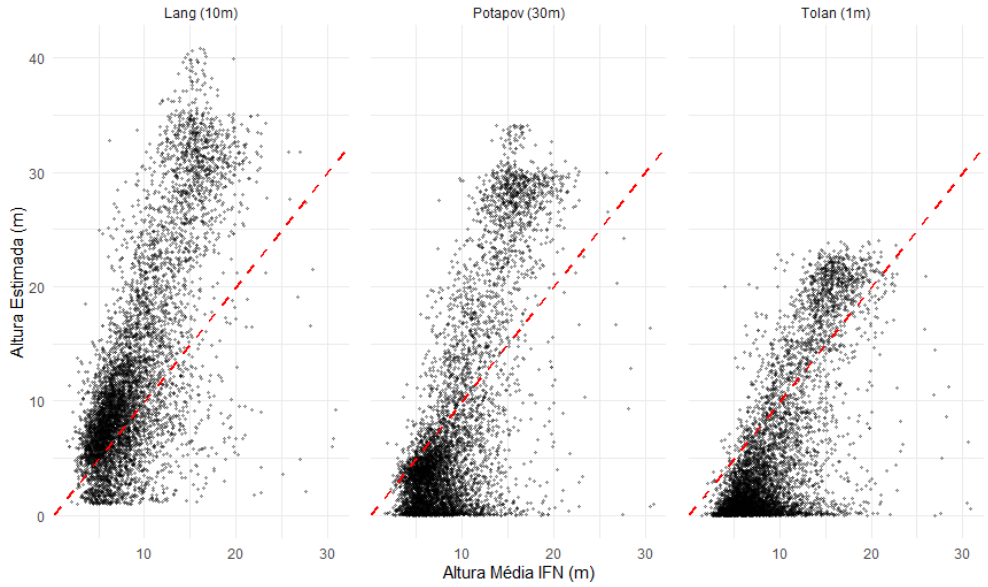


Figura 17 - Comparação das três fontes de alturas médias estimadas (m) entre as alturas médias (m) observadas no IFN.

A análise dos diagramas de caixa (*boxplots*) mostrou que a fonte de altura de dossel com resolução espacial de 10 m apresentou maior dispersão em relação às demais resoluções avaliadas (Figura 18). A mediana das alturas estimadas por essa fonte esteve mais próxima dos valores observados em campo, indicando melhor correspondência central dentre as demais. Entretanto, observou-se uma assimetria positiva, com tendência à superestimativa nos limites superiores, especialmente no terceiro quartil (75%), o que resultou em um alongamento da caixa no sentido superior. Além disso, a resolução de 10 m apresentou a maior frequência de valores atípicos (*outliers*), sugerindo maior variabilidade estrutural capturada ou maior sensibilidade a ruídos em determinadas condições de vegetação.

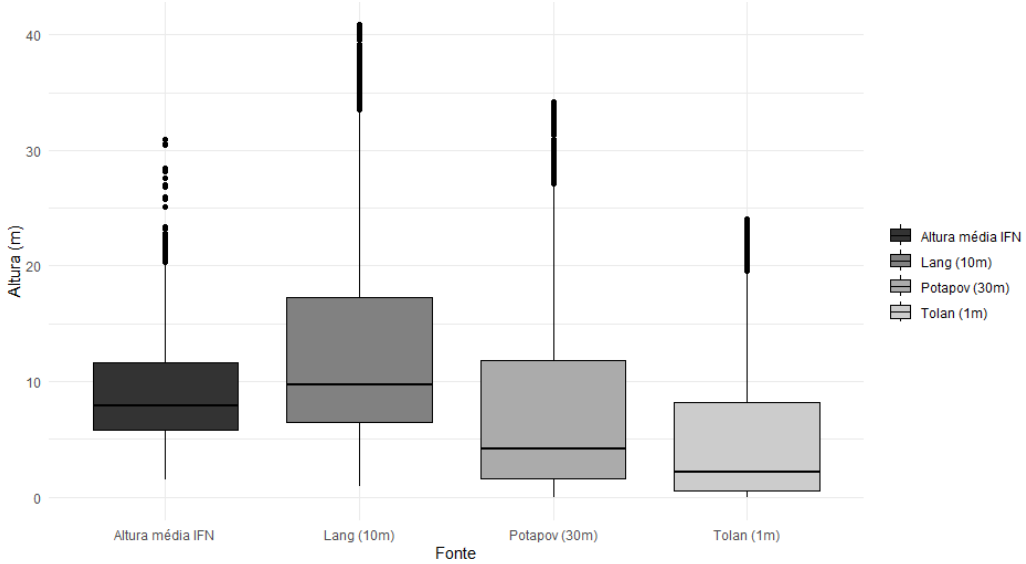


Figura 18 - Distribuição dos valores de altura do IFN com as três fontes de altura de dossel.

A sobreposição dos histogramas de frequência (Figura 19) evidencia que as distribuições das alturas médias de dossel obtidas pela imagem de 10 m estão mais próximas da distribuição das alturas médias das árvores medidas pelo IFN, quando comparadas às fontes de 30 m e 1 m de resolução espacial. Esse alinhamento entre as curvas indica que a resolução espacial de 10 m apresentou maior coerência na representação da estrutura vertical da vegetação e maior capacidade de reproduzir a variabilidade observada em campo.

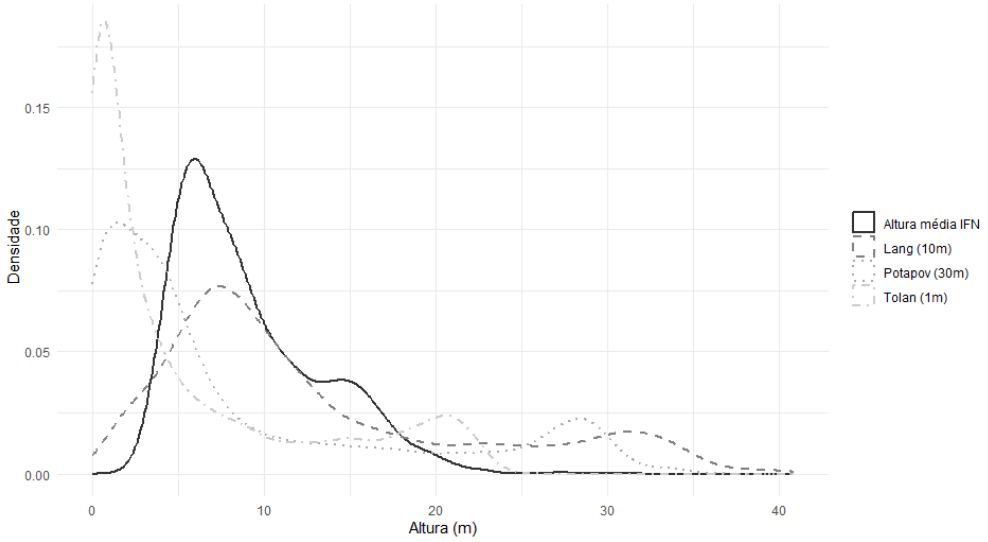


Figura 19 - Histograma de densidade das observações da altura das árvores medidas no IFN com as três fontes de altura de dossel por sensoriamento remoto.

A fonte de altura de dossel com resolução de 10 m apresentou o menor coeficiente de variação (CV%) entre as três resoluções avaliadas (Tabela 13). Esse resultado indica que seus valores de altura estão mais próximos das faixas de alturas médias observadas em campo, conferindo maior confiabilidade para análises de variabilidade espacial. Em contraste, as fontes de 1 m e 30 m registraram valores de CV% mais elevados, refletindo maior heterogeneidade nas alturas estimadas e menor aderência às médias observadas nas unidades amostrais do IFN.

Nas faixas de altura entre 30 e 40 m não tiveram amostras significativas para serem comparadas, o aumento do CV% sugere perda de sensibilidade ou início de saturação das fontes, reduzindo sua capacidade de detectar variações reais no dossel com os dados do IFN, o que sugere um grau de dificuldade elevado na obtenção das alturas de vegetação alta em campo. Considerando o conjunto das métricas e das comparações estatísticas, a imagem de 10 m foi escolhida como a fonte mais sensível, relativamente estável e realista para representar a estrutura do dossel em relação às alturas medidas de dossel relativas às alturas médias em campo pelo IFN.

Tabela 13 - Comparação entre as médias, desvios padrões, coeficientes de variação (CV%) e erro (RMSE) em metros, por faixas de altura

Fontes de altura de dossel	Faixa de altura	Média (m)	Desvio (m)	CV (%)	RMSE (m)
10 m	0–10	8,53	4,61	54,00	4,60
	10–20	21,72	9,70	44,67	11,78
	20–30	24,54	10,30	41,99	11,16
	30–40	7,35	1,71	23,25	23,35
30 m	0–10	3,78	3,72	98,59	4,51
	10–20	16,82	10,54	62,64	9,83
	20–30	21,75	10,06	46,24	10,64
	30–40	6,03	8,96	148,65	25,71
1 m	0–10	2,32	2,98	128,28	5,09
	10–20	11,60	7,70	66,39	7,09
	20–30	15,02	7,67	51,10	11
	30–40	2,70	3,25	120,54	28,10

6.3.4 Seleção de modelo não linear para a estimativa de biomassa acima do solo

Apesar das diferenças matemáticas entre as funções de crescimento não linear, a performance numérica observada foi bastante semelhante entre os modelos (Tabela 14), sugerindo consistência a relação alométrica entre biomassa acima do solo e altura média do dossel, utilizando a imagem de 10 m de resolução espacial referente ao ano de 2020. O modelo Lundqvist–Korf apresentou um parâmetro não significativo (b_0), o que compromete sua robustez e reduz a confiabilidade de sua aplicação para a estimativa da biomassa acima do solo. Em contraste, os modelos Chapman–Richards, Logístico, Gompertz e Schumacher apresentaram convergência rápida e estimativas de parâmetros altamente significativas, indicando melhor estabilidade numérica e adequação estatística.

A seleção do melhor modelo não linear foi realizada com base em um conjunto abrangente de métricas de desempenho, incluindo AIC, RMSE, MAE, R^2 e Bias (Tabela 14). Cada uma dessas métricas capturas um aspecto distinto da qualidade do ajuste, desde a parcimônia e a adequação global até a magnitude dos erros e a tendência sistemática das previsões, permitindo uma comparação robusta e multidimensional entre os modelos avaliados.

Entre os modelos comparados, o modelo Gompertz apresentou o melhor desempenho global. Esse modelo exibiu o menor AIC, indicando o melhor equilíbrio entre qualidade de ajuste e complexidade; o menor RMSE, refletindo o menor erro quadrático médio entre valores observados e estimados; e um MAE competitivo, evidenciando baixo erro médio absoluto.

Além disso, apresentou o maior R², representando a maior proporção da variância explicada, e Bias próximo de zero, o que demonstra ausência de tendência sistemática nos resíduos.

Tabela 14 - Critérios estatísticos de seleção dos modelos biométricos com base em amostras de validação

Modelo	Coeficientes	AIC	RMSE	MAE	R^2	Bias	p-valor
Chapman-Richards	b0 = 644,3 b1 = 0,03876 b2= 2,937	50.748	45,05	25,96	0,74	-1,16	b0*** b1*** b2***
Lundqvist–Korf	b0 = 9575 b1 = 15,80 b2 = 0,4186	50.757	45,08	25,99	0,74	-1,36	b0 (ns) b1*** b2***
Logístico	b0 = 300.8 b1 = 64.85 b2 = 0.1731	50.773	45,16	26,58	0,74	0,75	b0*** b1*** b2***
Gompertz	b0 = 437,4 b1 = 5,991 b2 = 0,07133	50.738	44,99	26,03	0,74	-0,38	b0*** b1*** b2***
Schumacher	b0 = 795,19 b1 = 39,15	50.823	45,40	25,92	0,74	-4,02	b0*** b1*** b2***

significância estatística: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001, (ns) não significativo.

O conjunto desses resultados mostra que o modelo de Gompertz foi o mais eficiente para estimar a biomassa acima do solo em função da altura média do dossel, conciliando precisão, estabilidade e parcimônia. Dessa forma, o modelo de Gompertz foi selecionado como a estrutura biométrica mais adequada para representar a relação estudada.

6.3.5 Inclusão das covariáveis ambientais no modelo de Gompertz

A hipótese ecológica considerada foi que a precipitação e a temperatura médias anuais influenciam diretamente o processo de acumulação de biomassa, modulando tanto o nível assintótico (capacidade máxima) quanto a taxa e a velocidade de aproximação à assíntota do modelo. Assim, pressupôs-se que tais variáveis ambientais poderiam alterar a escala, a curvatura e a intensidade do crescimento representado pela função de Gompertz, ajustada anteriormente como o modelo biométrico mais eficiente.

Com base nessa hipótese, diferentes combinações de covariáveis ambientais foram incorporadas como modificadores dos parâmetros internos do modelo. Foram testadas parametrizações em que o parâmetro de escala (b00) foi associado diretamente à precipitação, os parâmetros internos de taxas e curvaturas (b01, b11, b12) foram avaliados como funções da

temperatura, e foram testadas interações entre precipitação e temperatura no mecanismo exponencial duplo característico do modelo de Gompertz.

Os testes incluíram estruturas funcionais onde a precipitação atuava fora do núcleo da equação de Gompertz (efeito multiplicativo sobre o nível assintótico), a temperatura atuava dentro do expoente interno, modulando a taxa de aproximação, combinações multiplicativas e exponenciais foram avaliadas para representar respostas não lineares, transformações logarítmicas e potenciais foram aplicadas para capturar efeitos fisiológicos conhecidos.

O modelo tradicional de Gompertz utilizado como base é definido pela tabela 7. O ajuste final selecionado foi aquele que apresentou simultaneamente o menor AIC, o menor erro residual (σ), os resíduos mais homocedásticos, maior estabilidade numérica, e todos os parâmetros significativos ($p < 0,01$). Esse conjunto de critérios resultou no modelo final com a seguinte formulação (Equação 3):

$$\text{AGB} = (b_{00} \cdot P^{b_{01}}).exp\,(-(b_{11}.b_{12}^{T}).exp(-(b_2.T).H)) \quad (3)$$

*em que: P é a precipitação média anual (mm), T é a temperatura média anual (C°) e H é a altura média de dossel (m). Este modelo é definido como modelo de Gompertz generalizado com modulação ambiental para estimativa de biomassa acima do solo (Mg árvore^{-1}). A interpretação ecológica dos coeficientes inseridos no modelo é descrita na tabela 15.

Tabela 15 - Interpretação ecológica dos parâmetros de escala do modelo Gompertz generalizado com modulação ambiental para estimativa de biomassa acima do solo

Comportamento	Parâmetro de escala	Processo ecológico
Nível assintótico (capacidade máxima) (b_0)	$(b_{00} \cdot P^{b_{01}})$	A precipitação altera a escala máxima do sistema. Quando a precipitação aumenta, a biomassa potencial aumenta.
Taxa de crescimento (e^{-b_1})	$exp\,(-(b_{11} \cdot b_{12}^{T})$	A temperatura controla a taxa de aproximação ao crescimento assimptótico. Os valores maiores de T alteram a velocidade interna do crescimento, mudam a curvatura.
Velocidade de aproximação à assíntota. ($e^{-b_2 H}$)	$exp(-(b_2 \cdot T)H)$	A combinação de T e H controla a resposta Gompertziana, fazendo a Altura agir como modulador da resposta ao aumento da temperatura.

Os coeficientes b00 e b01 (efeito da precipitação), com b01 ≈ 0,60 significa que a biomassa aumenta de forma não linear com a precipitação. Ambientes mais úmidos levam a maior produtividade e maior biomassa acima do solo. Coeficientes b11 e b12 (efeito da temperatura) com b12 > 1 com T no expoente, implica pequenas variações de temperatura produzem mudanças fortes no crescimento interno, típica resposta metabólica térmica e tendo

b11 para regular a intensidade do efeito térmico. O coeficiente b2 (efeito conjunto $T \times H$), controla o quanto a temperatura altera a resposta da altura sobre a biomassa. Sendo b2 pequeno, mas altamente significativo, mesmo com pequenos efeitos são relevantes devido ao termo exponencial duplo.

Entre os modelos de Gompertz avaliados, aquele que incorporou as covariáveis de precipitação média anual e temperatura média anual apresentou menor AIC, redução do erro padrão residual (de 45,0 para 43,7 Mg) e melhora do coeficiente determinação R^2 (de 74,7% para 76,2%), em comparação ao modelo ajustado apenas em função da altura média do dossel (Tabela 16). Além disso, todos os parâmetros do modelo com covariáveis apresentaram alta significância estatística ($p < 0,01$), indicando que as variáveis climáticas contribuíram de forma consistente para explicar a variabilidade da biomassa acima do solo. Dessa forma, o modelo de Gompertz com covariáveis ambientais foi selecionado como a forma funcional ótima para as análises subsequentes.

O modelo Gompertz simples apresentou CV de 73,27%, indicando elevada dispersão dos resíduos em relação à média da biomassa. Após a inclusão das covariáveis ambientais de precipitação e temperatura, o CV reduziu para 71,12%, evidenciando uma melhora na precisão do modelo ajustado. Embora demonstrado que as variáveis climáticas contribuem para explicar parte da variabilidade anteriormente não capturada pela altura do dossel, a dispersão dos dados continua elevada mantendo a heterocedasticidade, como pode ser observado na Figura 20.

Tabela 156 - Comparação da modelagem com covariáveis de clima (Temperatura e Precipitação)

Modelo	AIC	RMSE	MAE	R^2	Bias
Gompertz (altura)	50.738,05	45,00	26,03	0,75	0,37
Gompertz (altura + clima)	50.450,49	43,67	25,42	0,76	0,75

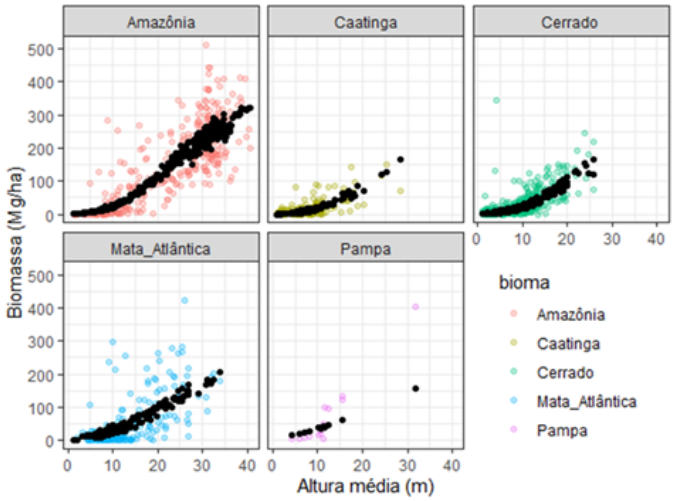


Figura 20 - Dispersão dos dados observados do IFN com as estimativas do modelo Gompertz simples ajustados por biomas com a inclusão de variáveis ambientais.

6.3.6 Modelagem da variância residual

Observou-se a presença de heterocedasticidade nos resíduos do modelo inicial, evidenciada pelo aumento da dispersão dos erros à medida que a biomassa acima do solo e a altura média do dossel cresciam. Para corrigir esse comportamento, o modelo previamente selecionado foi reajustado utilizando *Generalized Nonlinear Least Squares* (*gnls*), incorporando uma estrutura de variância do tipo varPower, considerando simultaneamente as covariáveis altura média do dossel, precipitação média anual e temperatura média anual.

A modelagem *gnls* resultou em redução expressiva da variância residual, apresentando erro padrão dos resíduos igual a 0,00055, o que indica que a abordagem heteroscedástica capturou de forma adequada o padrão de variação dos erros ao longo dos gradientes ambientais e estruturais. Além disso, observou-se melhoria nos critérios de ajuste, incluindo redução do AIC, bem como maior simetria e menor amplitude dos resíduos padronizados, sugerindo comportamento mais próximo da homoscedasticidade.

O parâmetro de potência estimado pela estrutura *varPower* foi δ =1,5165 (Fórmula 4), indicando que a variância dos resíduos cresce de forma proporcional à potência 1,52 das covariáveis associadas. Esse resultado confirma que a variância residual não é constante e que seu aumento acompanha, de maneira acentuada, os gradientes ambientais e estruturais utilizados no modelo. A aplicação da estrutura *gnls*, portanto, reduziu substancialmente a heterocedasticidade, conforme evidenciado pela diminuição do erro residual, pela melhoria visual nos gráficos de resíduos e pela maior estabilidade global do modelo ajustado. (Figuras 21).

$$Var\,(\varepsilon_i) = \sigma^2 \vee z_i \quad ^{2(1.5165)} \qquad \text{(Fórmula 4)}$$

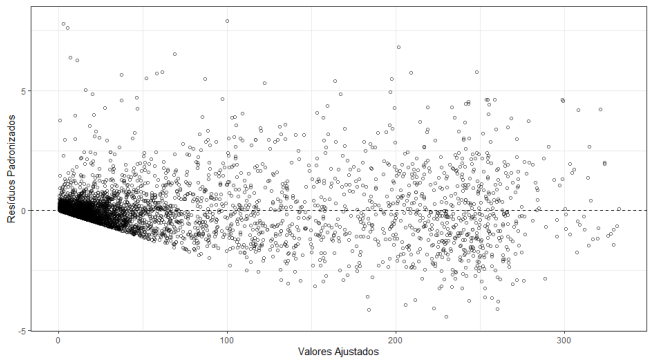
Os coeficientes do modelo final (Tabela 17) apresentaram métricas de desempenho consistentes, incluindo AIC = 48.318,92 e erro residual padronizado (σ = 0,0005905759). Para lidar com a heterocedasticidade, a estrutura de variância do tipo varPower estimou um parâmetro de potência $\delta = 1{,}51077$, indicando que a variância dos resíduos aumenta de forma não linear em função das covariáveis utilizadas na modelagem da variância, altura média do dossel (H), precipitação média anual (P) e temperatura média anual (T).

Tabela 167 - Coeficientes generalizados de Gompertz com covariáveis ambientais

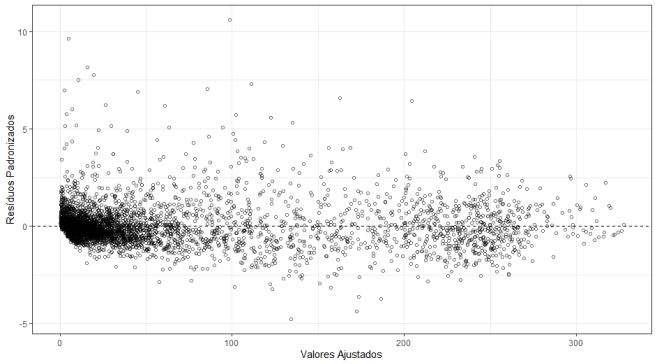
Gompertz Original	**Coeficientes generalizado de Gompertz com covariáveis *****
Nível assintótico (capacidade máxima) (b_0)	$(b_{00} \cdot P^{b_{01}})$ $(4{,}979699 \cdot \mathrm{P}^{\,0{,}549862})$
Taxa de crescimento (e^{-b_1})	$exp\,(-(b_{11} \cdot b_{12}^{T})$ $\exp(-1{,}216498 \cdot 1{,}065821^{\,T})$
Velocidade de aproximação à assíntota. $(e^{-b_2 H})$	$exp(-(b_2 \cdot T)H)$ $\exp(-(0{,}003526 \cdot T) \cdot H)$

*** Valores significativos ($p < 0{,}001$).

(a)



(b)



(c)

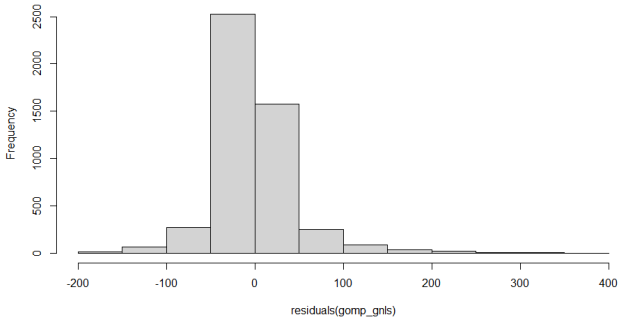


Figura 21 - a) Resíduos do modelo Gompertz com covariáveis ambientais b) Resíduos do modelo generalizado de Gompertz com covariáveis ambientais e modelagem da variância com *varPower*. c) Histograma de frequência dos resíduos do modelo generalizado de Gompertz com covariáveis ambientais e correção da variância varPower.

O modelo final (Equação 4), um Gompertz generalizado incorporando essas três covariáveis ambientais e estruturais, aliado à modelagem da estrutura da variância, apresentou redução no AIC e melhora expressiva no comportamento dos resíduos, resultando em um ajuste mais estável, coerente e com menor heterocedasticidade. Esse desempenho resultou a inclusão simultânea de variáveis ambientais e a modelagem explícita da variância foram essenciais para aprimorar a capacidade preditiva do modelo de biomassa acima do solo (Tabela 18).

$$AGB = (4{,}979699P^{0{,}5499})exp[-(1{,}216498 \cdot 1{,}06582^{T})exp(-(0{,}003526.T)H)] \quad (4)$$
$$+Var\,(\varepsilon_i)\ 0{,}0005906 \vee H + P + T \quad ^{2(1{,}51077)}$$

Tabela 178 - Valores estimados de altura de dossel médio (m), precipitação média anual (mm), temperatura média anual (°C), biomassa média acima do solo (Mg ha^{-1}) e erro médio (Mg ha^{-1}), seguidos abaixo com os respectivos desvios padrão de cada variável para toda a área dos respectivos biomas

Bioma	Altura de dossel médio	Precipitação média anual	Temperatura média anual	Biomassa média (AGB)	Erro padrão médio
Amazônia	25,60 ±9,02	2.231,11 ±439,87	25,89 ±0,95	183,38 ±92,56	69,16 ±20,32

Mata Atlântica	12,78 ±5,84	1.411,40 ±317,06	20,54 ±2,53	48,43 ±35,57	34,66 ±10,94
Pantanal	9,25 ±3,05	1.271,76 ±97,00	25,82 ±0,47	18,84 ±13,20	29,35 ±3,28
Cerrado	8,18 ±3,29	1.458,06 ±260,15	24,24 ±1,93	18,44 ±14,88	36,16 ±9,42
Pampa	7,52 ±3,88	1.478,55 ±276,79	18,77 ±0,87	25,17 ±16,99	36,66 ±9,13
Caatinga	5,82 ±3,03	736,55 ±180,93	24,42 ±1,78	7,36 ±7,27	13,39 ±4,82

O primeiro termo (fora da exponencial) representa o potencial máximo de biomassa relacionado com o aumento da precipitação. O expoente $0{,}5499$ (<1) indica que o aumento de biomassa tem sensibilidade não linear à medida que a precipitação aumenta. O termo duplamente exponencial tem o efeito de atenuação do estresse térmico (Amortecedor Climático). O aumento do coeficiente ($1{,}0658^{T}$) mostra o efeito exponencial da temperatura em amplificar o estresse térmico com perda de biomassa e o núcleo interno $exp(-0{,}003526 \cdot T \cdot H)$ sugere uma interação entre temperatura e altura de dossel. Demonstrando que alturas de dossel mais altas mitigam a perda de biomassa devido ao estresse térmico.

6.3.7 Teste de equivalência do modelo *gnls*

Na validação externa, o método TOST avaliou as hipóteses nulas de não equivalência, de modo que a equivalência entre as predições do modelo e os valores observados é aceita apenas quando os intervalos de confiança dos parâmetros b_0 e b_1 permanecem inteiramente contidos dentro dos limites pré-definidos de equivalência, ou seja, $b_0 \in [-5, 5]$ para diferenças absolutas, e $b_1 \in [0{,}75, 1{,}25]$ para discrepâncias proporcionais.

Os resultados mostraram que, para o parâmetro aditivo (b_0), o intervalo de confiança *bootstrap* de 10–90% foi [63,18; 66,40], permanecendo totalmente contido dentro da região de aceitação definida ([59,50; 69,50]). Isso resultou na rejeição de H_0 para b_0 (*Test.b0 = "Reject"*), indicando equivalência estatística. Da mesma forma, o intervalo de confiança de 10–90% para o parâmetro proporcional (b_1) — [0,96; 1,03] — manteve-se integralmente dentro da faixa de equivalência ([0,75; 1,25]), levando também à rejeição de H_0 para b_1 (*Test.b1 = "Reject"*).

Com a rejeição simultânea das hipóteses nulas de não equivalência para ambos os parâmetros, conclui-se que as predições do modelo *gnls* de Gompertz são estatisticamente equivalentes aos valores observados de biomassa acima do solo no conjunto de teste, tanto em

termos aditivos quanto proporcionais, dentro dos limites de tolerância estabelecidos. Esses resultados reforçam a adequação, robustez e capacidade preditiva do modelo para estimar biomassa acima do solo a partir da altura de dossel, incorporando de forma consistente os gradientes ambientais de precipitação e temperatura.

A Figura 13 apresenta a relação entre valores observados e preditos de biomassa (Mg/ha) para o modelo *gnls* separados por bioma, bem como o diagnóstico geral dos resíduos padronizados por meio do *QQ-Plot*. Observa-se que o desempenho do modelo varia entre os biomas: na Amazônia, o RMSE foi de 63,6 Mg/ha, com erro relativo de 46,5% em relação à média observada (136,6 Mg ha^{-1}), enquanto Caatinga e Pampa apresentaram erros percentuais elevados (141,6% e 109,5%, respectivamente), reflexo da baixa biomassa média e da dispersão dos pontos. A Mata Atlântica e o Cerrado também exibiram discrepâncias, com erros de 94,6% e 96,1%, respectivamente.

Os resíduos do modelo *gnls* geral padronizado indicou que a modelagem da estrutura de variância implementada reduziu a heterocedasticidade (Figura 22), mas persistem desvios da normalidade nas caudas, sugerindo a presença de valores extremos e possíveis limitações do modelo para capturar variações em áreas de biomassa muito baixa ou muito alta em cada bioma. Globalmente, o modelo *gnls* apresentou RMSE de 43,9 Mg ha^{-1}, erro relativo de 72,6% e média geral de 60,5 Mg ha^{-1}, evidenciando que, embora o ajuste seja satisfatório para alguns biomas, há necessidade de melhorias para reduzir a variabilidade e aumentar a precisão em regiões com baixa biomassa.

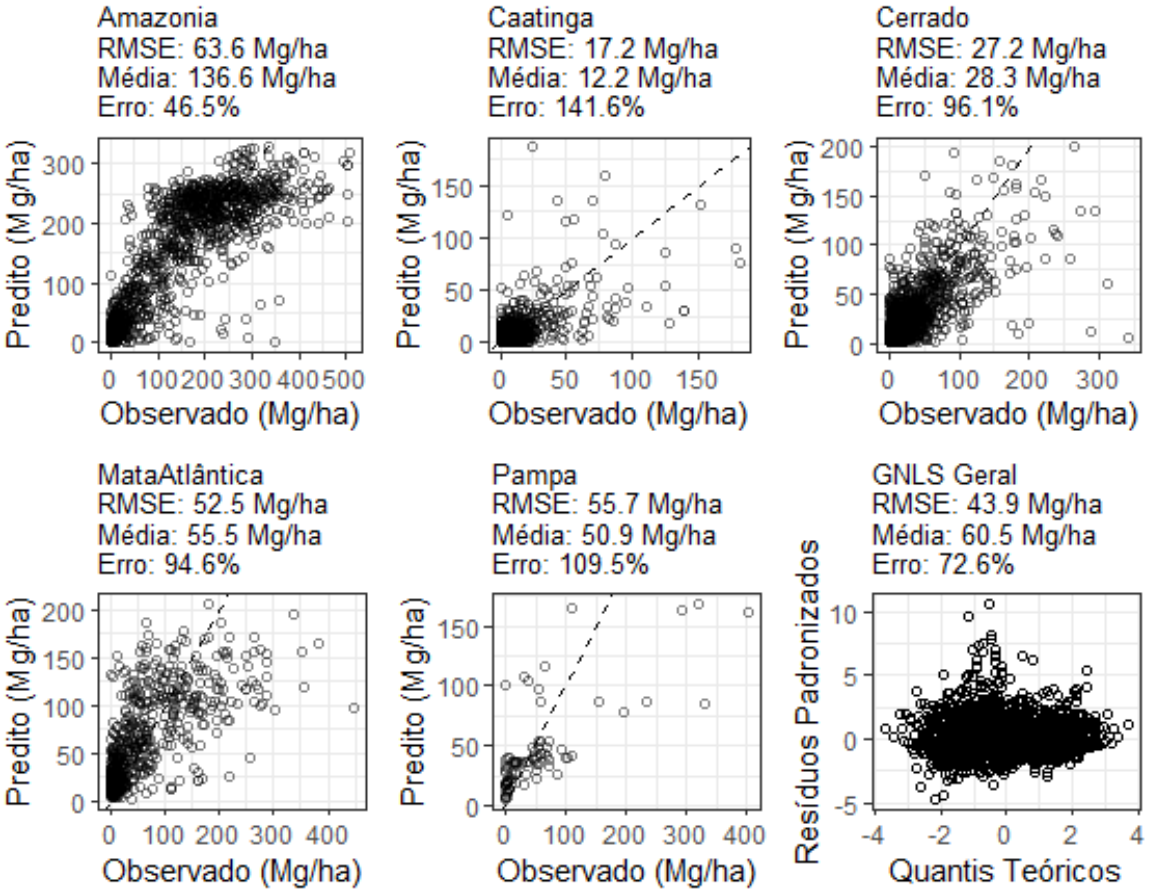
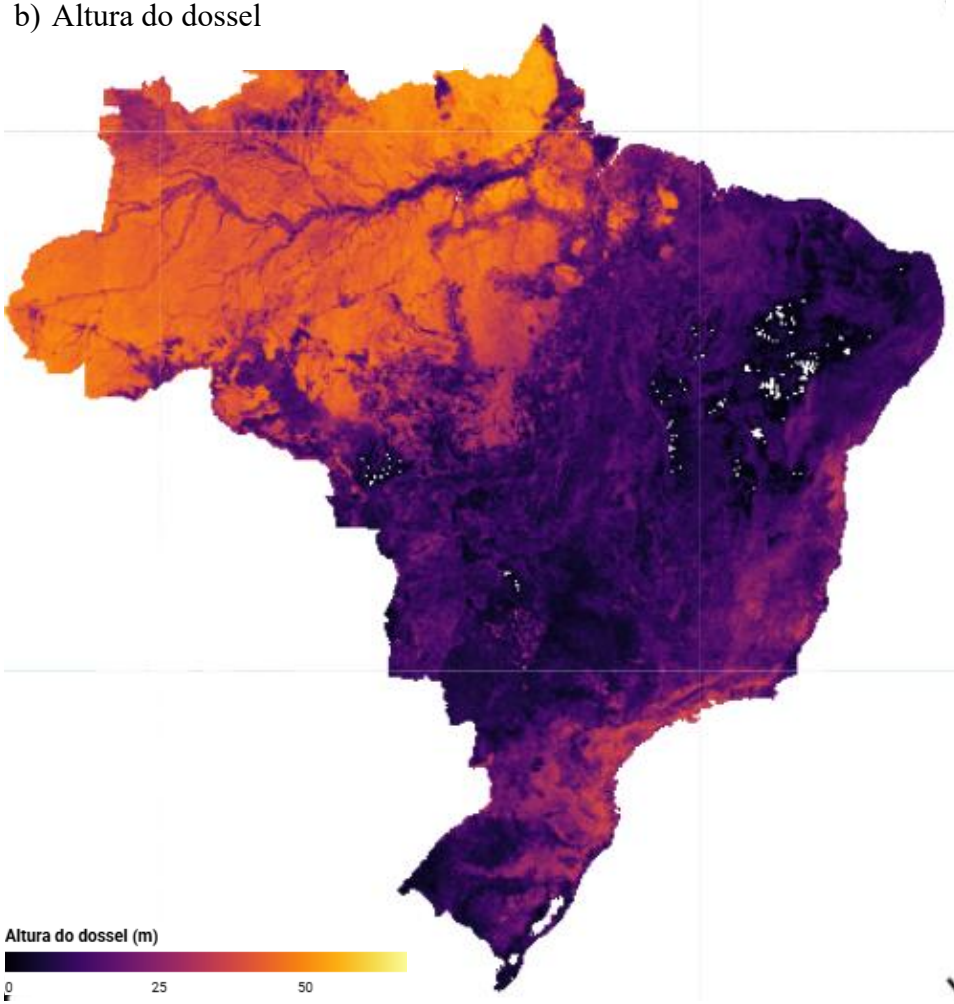


Figura 22 - Comparativo dos resíduos entre os biomas e resíduos do modelo geral com todos os biomas ajustados conjuntamente.

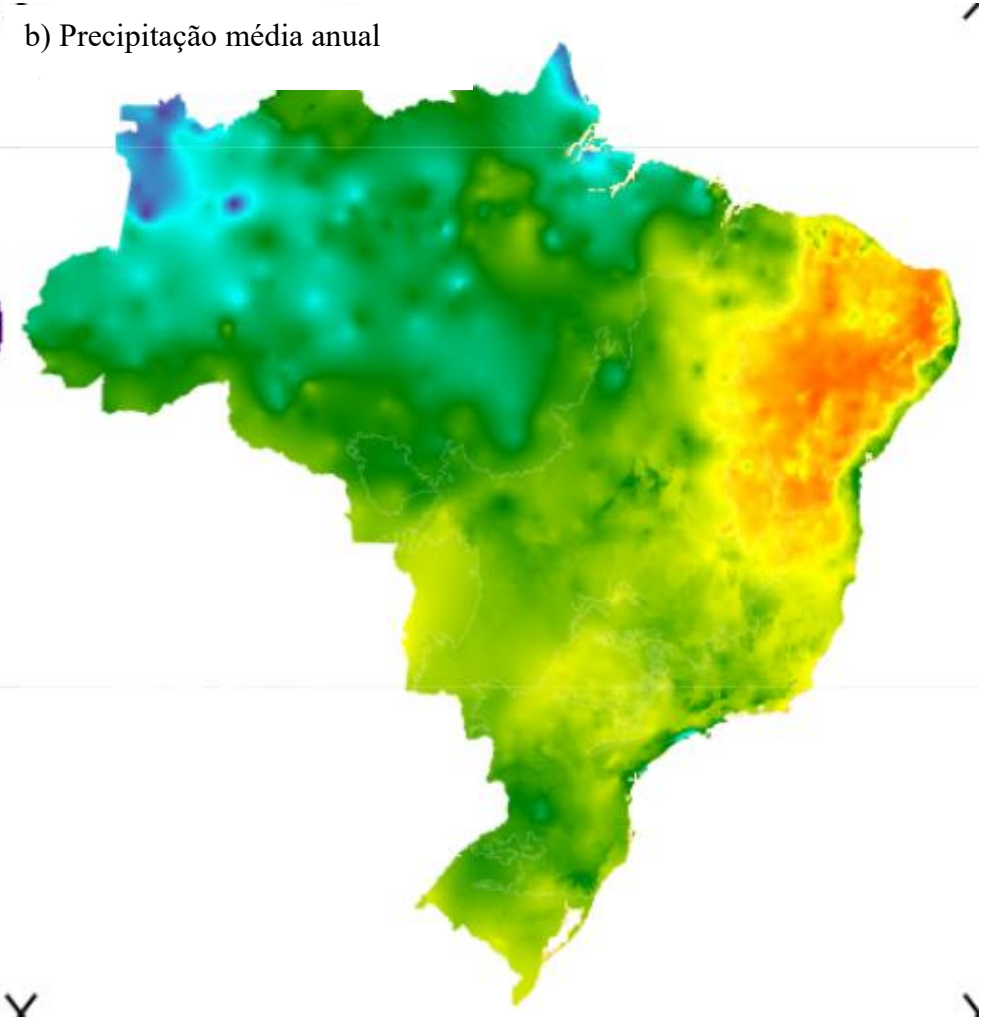
6.3.8 Mapas das variáveis ambientais, estimativas do valor médio da biomassa e do erro

Os mapas de estimativa da biomassa acima do solo empregando as diferentes variáveis analisadas estão ilustrados na figura 23, possuem as coordenadas dos limites das imagens em longitude e latitude para os pontos Noroeste (-74°, 5°), Nordeste (-34°, 5°), Sudeste (-34°, -34°) e Sudoeste (-74°, -34°). Valores ausentes estão em branco. Todos os mapas podem ser consultados no material anexo com a aplicação no *Google Earth Engine*.

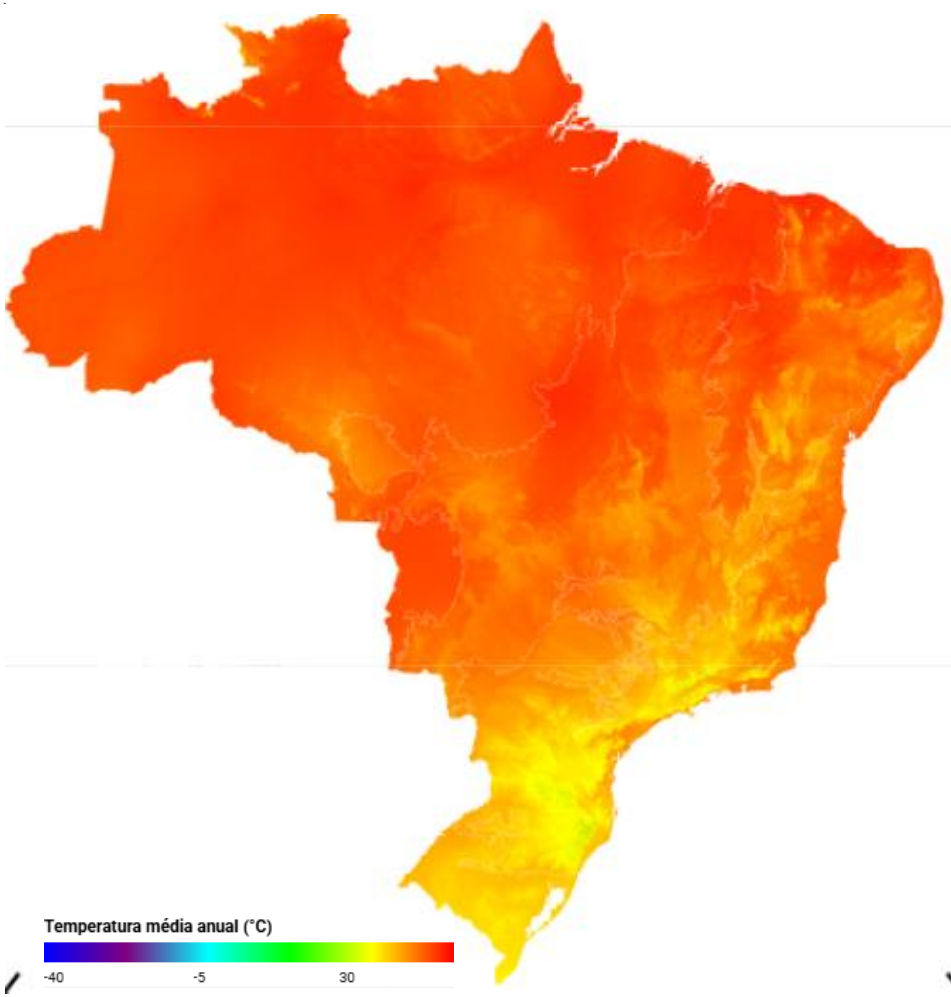
b) Altura do dossel



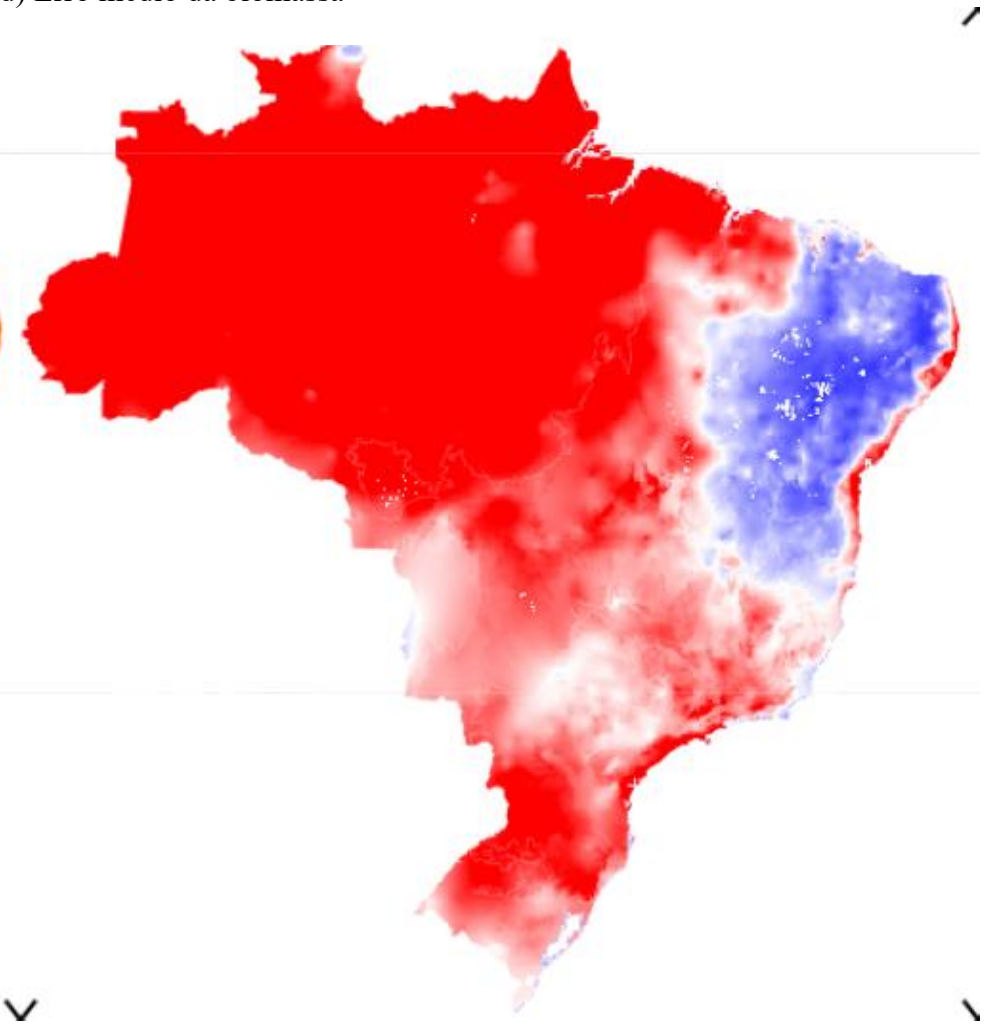
b) Precipitação média anual



c) Temperatura média anual



d) Erro médio da biomassa



e) Biomassa acima do solo

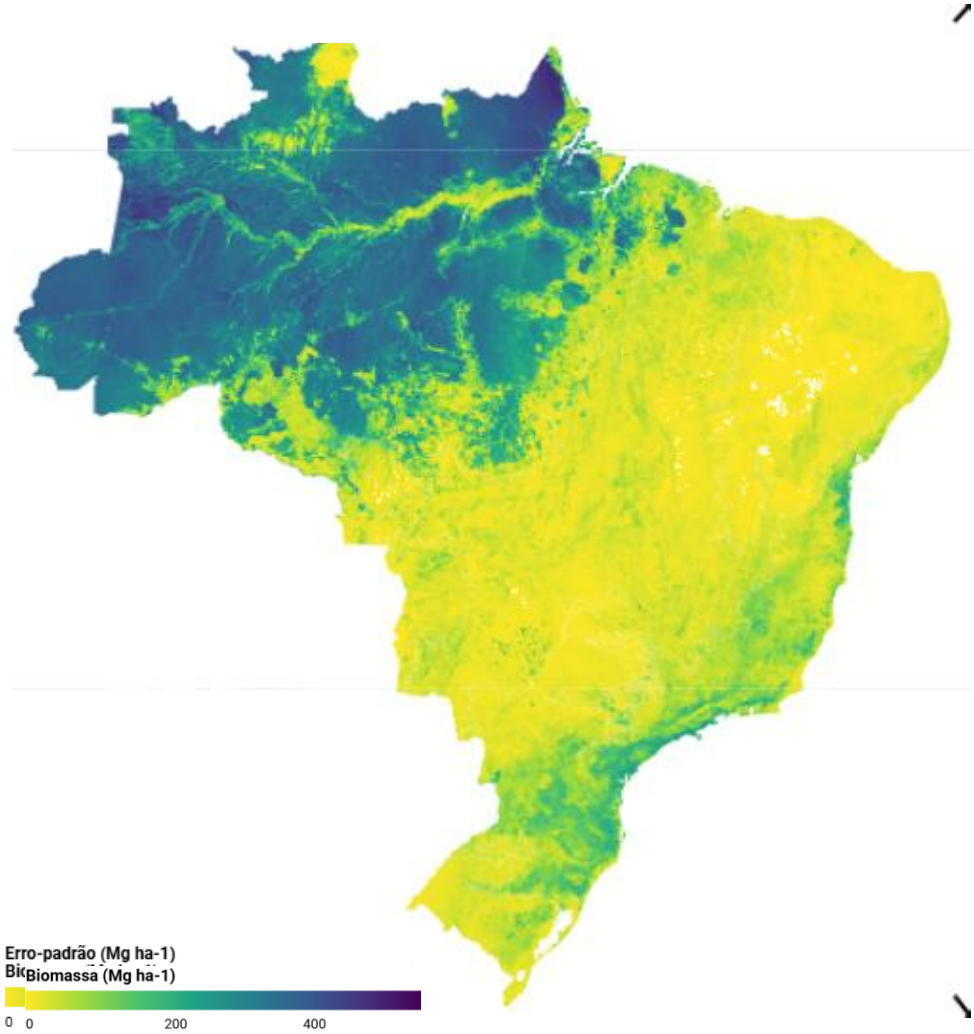


Figura 23 - Mapas das variáveis independentes: altura de dossel (a), precipitação média anual (b), temperatura média anual (c), estimativas do erro médio da biomassa (d), e valor da biomassa acima do solo (e).

A tabela 18 sintetiza os mapas das variáveis por meio de valores médios e desvios padrão por bioma, permitindo a comparação direta entre unidades ecológicas. Verificam-se contrastes marcantes entre biomas florestais e não florestais, com maiores alturas de dossel e biomassa média na Amazônia e na Mata Atlântica, e menores valores no Cerrado, Caatinga e Pampa. Os elevados desvios padrão indicam forte heterogeneidade espacial intrabioma, especialmente para biomassa acima do solo, evidenciando a variabilidade estrutural e ambiental do território brasileiro.

6.4 Discussão

A escolha entre modelos lineares e não lineares para estimar biomassa acima do solo a partir da altura do dossel foi além de uma decisão meramente estatística, cogitando pressuposições sobre os processos ecológicos que regem o crescimento, a saturação estrutural e a resposta da vegetação a gradientes ambientais (Fekedulegn; Mac Siúrtáin; Colbert, 1999; Maestri *et al.*, 2013). Modelos lineares tendem a superestimar a biomassa em formações abertas e a subestimar a biomassa em florestas densas, resultando em vieses sistemáticos quando aplicados em mosaicos estruturais complexos (Husch; Miller; Beers, 1993; Chave *et al.*, 2005; Chave *et al.*, 2014; Sileshi, 2014). A adoção de modelos não lineares permite representar explicitamente a saturação estrutural da biomassa, um fenômeno amplamente documentado em ecossistemas tropicais e ausente em abordagens lineares (Zeide, 1993; Staver; Archibald; Levin, 2011; Malhi, 2012).

A forte relação entre a altura média das árvores e a biomassa acima do solo confirma evidências globais de que a estrutura vertical é um dos indicadores mais confiáveis do acúmulo de biomassa em ecossistemas tropicais e subtropicais (Chave *et al.*, 2014; Dubayah *et al.*, 2022). Este estudo avaliou a capacidade da altura de dossel com gradientes ambientais aprimorarem a modelagem não linear da biomassa acima do solo (AGB) ao longo dos biomas brasileiros. De modo geral, nossos resultados demonstram que a altura média do dossel é um potencial preditor estrutural da AGB, podendo ser replicado e aprimorado conforme a disponibilidade de novas bases de dados de altura de dossel desenvolvidos por estudos de sensoriamento remoto (Meyer *et al.*, 2018; Bispo *et al.*, 2020; Zimbres *et al.*, 2020; Schneider *et al.*, 2020; Potapov *et al.*, 2021; Lang *et al.*, 2023; Ometto *et al.*, 2023; Tolan *et al.*, 2024; Bhuiyan *et al.*, 2025; Moudrý *et al.*, 2026).

Entre os três conjuntos de dados de altura de dossel avaliados (1, 10 e 30 m), o produto de 10 m, apesar de erros maiores, proporcionou melhor desempenho geral. Ele exibiu a maior correlação com as medições de campo, a distribuição de alturas mais semelhante às observações e a menor saturação em valores elevados de dossel. Embora o produto de 1 m tenha apresentado o menor viés (Bias), sua maior variabilidade interna e cobertura incompleta reduziram sua confiabilidade. O conjunto de 30 m apresentou menor RMSE, mas tendeu a suavizar excessivamente variações locais do dossel. Em conjunto, o produto de 10 m ofereceu a representação mais equilibrada, consistente e ecologicamente realista da estrutura do dossel em escala nacional.

Comparativamente a pesquisa de Moudrý *et al.* (2025), as fontes de imagens de altura de dossel neste estudo também tenderam a subestimar a altura da vegetação mais altas. Isso sugere possibilidades de melhorias na combinação de múltiplos sensores para o mapeamento da altura de dossel. A proposta do método com imagens de alta resolução de 1 m desenvolvida por Tolan *et al.* (2024) parece ser promissora para distinguir com melhor precisão pequenas áreas florestadas. O modelo de altura de dossel de Lang *et al.* (2023) com 10 m foi relativamente adequado na comparação com as alturas médias em campo. Já a imagem de dossel de 30 m de Potapov, possui uma resolução muito grosseira para capturar pequenos fragmentos florestais heterogêneos. Neste estudo, as imagens de altura de dossel de 1 e 30 m tiveram mais falhas em comparação com a imagem de 10 m, podendo afirmar que a imagem de Lang *et al.* (2023) teve maior completude dos dados de altura de dossel comparados em campo.

Sobre a modelagem não linear, a função Gompertz demonstrou superioridade entre os modelos não lineares avaliados, apresentando menor AIC, RMSE, maior R^2 e resíduos com menor tendência, o que indica ajuste robusto e parcimonioso. Esses resultados corroboram estudos de Fekedulegn; Mac Siúrtáin; Colbert (1999), que compararam funções de crescimento florestal e também concluíram que o modelo de Gompertz é particularmente adequado para descrever padrões assimétricos e a aproximação gradual ao limite superior, características típicas de florestas tropicais e formações savânicas.

As covariáveis ambientais adicionais e a modelagem explícita da variância residual aumentaram substancialmente a precisão e a estabilidade do nosso modelo. Os resultados desta tese demonstram que a incorporação de variáveis climáticas nos parâmetros do modelo de Gompertz não apenas melhora o ajuste estatístico, mas altera qualitativamente a interpretação ecológica da relação altura–biomassa conforme revisões de estudos em biometria florestal e aplicações em modelos climáticos (Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019; Hubau *et al.*, 2020).

Dentre as variáveis ambientais, a precipitação apresentou correlação moderada com a AGB, enquanto a temperatura isoladamente foi um preditor fraco. Entretanto, quando incorporadas como covariáveis dentro da estrutura do modelo Gompertz, ambas modificaram de forma eficaz a assíntota, a inclinação e a curvatura da função de crescimento. Os modelos de crescimento sigmoides propostos permitem uma interpretação fácil de todos os parâmetros do modelo, pois cada parâmetro afeta uma única característica de cada curva de crescimento. Esta é considerada uma grande vantagem desses modelos (Ukalska; Jastrzębowski, 2019; Vrána *et al.*, 2019).

Tratando da correção da heterocedasticidade, a variância residual com as variáveis ambientais aumentou sistematicamente com a altura do dossel e a biomassa, um padrão comum

em modelagem de AGB em larga escala, especialmente em florestas tropicais (Le Quéré *et al.*, 2016). O uso de *Generalized Nonlinear Least Squares* (*gnls*) com a modelagem da estrutura da variância reduziu significativamente a heterocedasticidade, diminuiu o erro residual ($\sigma \approx 0{,}00059$) e melhorou a simetria dos resíduos. O expoente de variância estimado ($\delta \approx 1{,}51$) confirmou que a variância residual cresce de forma não linear ao longo dos gradientes estruturais e ambientais.

Abordagem semelhante em modelos não lineares com heteroscedasticidade para componentes arbustivos apresentaram resultados razoáveis e sem tendências óbvias com função de potência como função de variância (Xu *et al.*, 2020; Jin *et al.*, 2022). A não consideração da heterocedasticidade em modelos alométricos pode causar erros expressivos na estimativa de biomassa média e suas variâncias (Dutcă *et al.*, 2022). A adoção da modelagem da estrutura de variância melhorou substancialmente os diagnósticos e a robustez das predições.

Os testes de equivalência TOST com reamostragem *bootstrap* mostraram que as predições do modelo são estatisticamente equivalentes aos valores observados de AGB tanto no componente aditivo quanto proporcional (Lakens, 2017). Isso confirma a robustez e a capacidade de generalização do modelo *gnls* - Gompertz para regiões independentes, apoiando seu uso em estimativas de biomassa e carbono em larga escala. Observando as incertezas da composição florestal por bioma a modelagem apresenta superestimativas para baixa biomassa e subestimativas para alta biomassa, também observado com dados em múltiplas fontes de sensoriamento remoto com inventários nacionais para simular fluxos de carbono florestal (Antonarakis; Siqueira; Munger, 2017).

As estimativas dessa pesquisa podem ser comparadas futuramente com a missão BIOMASS proposta pela Agência Espacial Europeia que visa medir a biomassa acima do solo em escala entre 100 até 200 m de pixel, com expectativa de erro ± 20% ou ± 10 ha^{-1} e altura da floresta com erro de ± 4 m (Le Toan *et al.*, 2011). As diferenças entre biomas refletiram distintos condicionantes ecológicos: a Amazônia apresentou as maiores alturas de dossel e valores de AGB, enquanto Caatinga, Cerrado e Pampa foram fortemente limitados pela disponibilidade hídrica, resultando em menor complexidade estrutural e menor biomassa conferindo com resultados da teoria de mudanças na distribuição dos biomas com níveis de precipitação e fragmentação sugerido por Staver, Archibald e Levin (2011).

Em áreas úmidas, a temperatura mais alta tende a aumentar a produtividade e biomassa, enquanto em regiões onde o déficit hídrico é alto o aquecimento reforça o estresse e reduz o acúmulo de biomassa (Muller-Landau *et al.*, 2021). Estudo de sensibilidade térmica de longo prazo em florestas Pan tropicais utilizando comparações geográficas e não temporal, relatam

que a temperatura máxima em estações quentes se torna o principal condutor de perda de carbono nas florestas. A cada aumento de 1°C na temperatura máxima reduz a taxa de crescimento das árvores (ganho de carbono) em -4,0% (IC 95%: -6,2 a -1,8%). Já o aumento da precipitação na estação seca protege os estoques de carbono, aumentando o tempo de residência do carbono em +3,3% (IC 95%: +0,9 a +5,7%) para cada 100 mm adicionais de chuva (Sullivan *et al.*, 2020). Essas respostas não lineares destacam como as restrições climáticas moldam a aclimatação fisiológica das árvores na estrutura da vegetação e o potencial de biomassa entre biomas, especialmente por meio da disponibilidade hídrica.

Em nosso estudo, simulamos cenários de estresse térmico em ambientes de 2000 mm e em 1000 mm de precipitação média anual. Constatamos que o aumento da temperatura média anual entre 28 até 32 °C com 2.000 mm de precipitação média anual, o modelo sugere diminuição em -10% da biomassa em vegetação com alturas entre 15 m de dossel, porém não estatisticamente significativo (T = 28 até 34 °C a IC95%: -3 a -11%). Nestas mesmas condições, observamos aumento de +8% na biomassa na vegetação com 30 m de dossel, porém também não significativo IC95%: +3 a +9%. Em ambientes com 1.000 mm de precipitação média anual em dossel de 5 m, observamos que houve perda de biomassa saindo de 28 até 32 °C de temperatura média anual com aproximadamente 75% da biomassa inicial (T = 28 até 32°C a IC95%: -94 a -34%). Estes resultados demostraram que estrutura de dossel de 5 m são vulneráveis ao aumento da temperatura média anual em 4°C.

Os resultados desta modelagem corroboram com o mecanismo ecológico e estrutural entre biomas em que florestas com dossel mais alto e mais complexo são melhores em manter a temperatura e umidade do ar próximas ao solo, desacoplando o microclima interno do clima regional enquanto a base fisiológica e evolutiva proposta por Bennett *et al.* (2023) não apenas valida este mecanismo, mas sugere como essencial para prever o destino das florestas em um mundo mais quente. Os achados reforçam a importância de integrar altura de dossel e variáveis climáticas para estimar biomassa de forma robusta, oferecendo melhorias substanciais para sistemas nacionais de monitoramento florestal, contabilidade de carbono e modelagem ecológica. A abordagem é aplicável a regiões tropicais e subtropicais globalmente e pode apoiar sistemas de monitoramento, manejo florestal e planejamento de restauração.

6.5 Conclusão

Entre as três fontes de altura avaliadas (1 m, 10 m e 30 m) a imagem de 10 m de resolução espacial apresentou o melhor desempenho geral, oferecendo a representação mais

sensível, porém ainda com limitações de saturação dos valores da estrutura vertical da vegetação acima de 30 m e com superestimativas em árvores baixas e isoladas. O modelo Gompertz foi identificado como a função não linear mais adequada para descrever a relação entre biomassa e altura do dossel com covariáveis de temperatura e precipitação, e sua extensão para um modelo generalizado *gnls* com a modelagem da variância do erro reduziu substancialmente a heterocedasticidade, aprimorou a estabilidade estatística e aumentou a precisão das estimativas. O teste de equivalência mostrou que o modelo resultante é estatisticamente equivalente às observações independentes, confirmando sua capacidade de generalização em escala nacional.

Os resultados ampliam a compreensão ecológica da variação da biomassa nos biomas brasileiros e oferecem uma base metodológica sólida para estimativas futuras em ambientes tropicais e subtropicais. Os resultados desta modelagem demonstraram que cenários com aumento de temperatura combinados com redução de precipitação apresentam perda de biomassa em florestas com dossel baixo (5m), enquanto florestas com dossel alto (30) apresentam maior resiliência. Esta modelagem sugere que preservar florestas maduras (dosséis altos) é crucial para a adaptação às mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

ANTONARAKIS, A. S.; SIQUEIRA, P.; MUNGER, J. W. Using multi-source data from lidar, radar, imaging spectroscopy, and national forest inventories to simulate forest carbon fluxes. **International Journal of Remote Sensing**, 2017. v. 38, n. 19, p. 5464-5486.

BACCINI, A.; GOETZ, S. J.; WALKER, W. S.; LAPORTE, N. T.; SUN, M.; SULLA-MENASHE, D.; HACKLER, J.; BECK, P. S. A.; DUBAYAH, R.; FRIEDL, M. A.; SAMANTA, S.; HOUGHTON, R. A. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182-185, 2012.

BENNETT, A. C.; SOUZA, T. R.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; ESQUIVEL-MUELBERT, A.; MORANDI, P. S.; SOUZA, F. C.; CASTRO, W.; DUQUE, L. F.; LLAMPAZO, G. F.; SANTOS, R. M.; ... PHILLIPS, O. L. Sensitivity of South American tropical forests to an extreme climate anomaly. **Nature Climate Change**, v. 13, n. 9, p. 967-974, 2023.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro. Florestas Naturais. Sistema Nacional de Informações Florestais (SNIF), 2025. Disponível em: <https://snif.florestal.gov.br/pt-br/temas-florestais/recursos-florestais/florestas-naturais>. Acesso em: 3 out. 2025.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal**. 5. ed. Viçosa: Editora UFV, 2017.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S. L.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B. C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSIDE, P. M.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014.

DUBAYAH, R.; ARMSTON, J.; HEALEY, S. P.; BRUENING, J. M.; PATTERSON, P. L.; KELLNER, J. R.; DUNCANSON, L.; SAARELA, S.; STÅHL, G.; LUTHCKE, S. GEDI launches a new era of biomass inference from space. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 9, p. 095001, 2022.

DUTCĂ, I.; McROBERTS, R. E.; NÆSSET, E.; BLUJDEA, V. N. B. Accommodating heteroscedasticity in allometric biomass models. **Forest Ecology and Management**, v. 505, p. 119865, 2022.

ELZHOV, T. V.; MULLEN, K. M.; SPIESS, A.N.; BOLKER, B. **minpack.lm:** R interface to the Levenberg-Marquardt nonlinear least-squares algorithm found in MINPACK, plus support for bounds (R package version 1.2-4). R package**,** 2023.

ESQUIVEL-MUELBERT, A.; BAKER, T. R.; DEXTER, K. G.; LEWIS, S. L.; BRIENEN, R. J. W.; FELDPAUSCH, T. R.; LLOYD, J.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; ARROYO, L.; ÁLVAREZ-DÁVILA. Compositional response of Amazon forests to climate change. **Global Change Biology**, v. 25, n. 1, p. 39-56, 2019.

FEKEDULEGN, D.; MAC SIÚRTÁIN, M. P.; COLBERT, J. J. Parameter estimation of nonlinear growth models in forestry. **Silva Fennica**, v. 33, n. 4, p. 327-336, 1999

FRIEDLINGSTEIN, P.; O'SULLIVAN, M.; JONES, M. W.; ANDREW, R. M.; BAKKER, D. C. E.; HAUCK, J.; LANDSCHÜTZER, P.; LE QUÉRÉ, C.; LUIJKX, I. T.; PETERS, G. P. Global Carbon Budget 2023. **Earth System Science Data**, v. 15, n. 12, p. 5301-5369, 2023.

GOODMAN, R. C.; PHILLIPS, O. L.; DEL CASTILLO TORRES, D.; FREITAS, L.; TAPIA CORTESE, S.; MONTEAGUDO, A.; BAKER, T. R. Amazon palm biomass and allometry. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 994-1004, 2013.

HIJMANS, R. J.; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P. G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005.

HOOVER, C. M.; SMITH, J. E. Evaluating revised biomass equations: are some forest types more equivalent than others? **Carbon Balance and Management**, v. 11, n. 1, p. 2. 2016.

HUBAU, W.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; AFFUM-BAFFOE, K.; BEECKMAN, H.; CUNÍ-SANCHEZ, A.; DANIELS, A. K.; EWANGO, C. E. N.; FAUSET, S.; MUKINZI, J. M. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. **Nature**, v. 579, n. 7797, p. 80-87, 2020.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. Forest mensuration. 3. ed. New York: Wiley. Malabar, Fla: Krieger Pub. Co, 1993.

JIN, X.; XU, H.; WANG, B.; WANG, X. Dynamic model for *Caragana korshinskii* shrub aboveground biomass based on theoretical and allometric growth equations. **Forests**, v. 13, n. 9, p. 1444, 2022.

JUCKES, M.; TAYLOR, K. E.; ANTONIO, F.; BRAYSHAW, D.; BUONTEMPO, C.; CAO, J.; DURACK, P. J.; KAWAMIYA, M.; KIM, H.; DINGLEY, B. Baseline climate variables for Earth System Modelling. **Geoscientific Model Development**, v. 18, n. 9, p. 2639-2663, 2025.

LAKENS, D. Equivalence tests: a practical primer for t Tests, correlations, and meta-analyses. **Social Psychological and Personality Science**, v. 8, n. 4, p. 355-362, 2017.

LANG, N.; JETZ, W.; SCHINDLER, K.; WEGNER, J. D. A high-resolution canopy height model of the Earth. **Nature Ecology & Evolution**, v. 7, n. 11, p. 1778-1789, 2023.

LE QUÉRÉ, C.; ANDREW, R. M.; CANADELL, J. G.; SITCH, S.; KORSBAKKEN, J. I.; PETERS, G. P.; MANNING, A. C.; BODEN, T. A.; TANS, P.; HOUGHTON, R. A. Global Carbon Budget 2016. **Earth System Science Data**, v. 8, n. 2, p. 605-649, 2016.

LE TOAN, T.; QUEGAN, S.; DAVIDSON, M. W. J.; BALZTER, H.; PAILLOU, P.; PAPATHANASSIOU, K.; PLUMMER, S.; ROCCA, F.; SAATCHI, S.; SHUGART, H.; ULANDER, L. The BIOMASS mission: mapping global forest biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 11, p. 2850-2860, 2011.

LEE, H.; ROMERO, J. (Org.). Climate Change 2023: synthesis report. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2023.

LEFSKY, M. A.; COHEN, W. B.; HARDING, D. J.; PARKER, G. G.; ACKER, S. A.; GOWER, S. T. Lidar remote sensing of above-ground biomass in three biomes. **Global Ecology and Biogeography**, v. 11, p. 393-399, 2002.

MALHI, Y. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 65-75, 2012.

MAESTRI, R.; RIBEIRO, L. M.; SANTOS, F. P.; SOUZA, A. L. Modelagem do crescimento florestal considerando variáveis do ambiente: revisão. **Scientia Agraria**, v. 14, n. 3, p. 103-110, 2013.

MELILLO, J. M.; McGUIRE, A. D.; MOORE, B.; VOROSMARTY, C.; HUANG, C.; JOYCE, L.; PRINCE, S.; DAYNA, B.; WOODRUFF, R.; ROWE, E. Global climate change and terrestrial net primary production. **Nature**, v. 363, n. 6426, p. 234-240, 1993.

MOUDRÝ, V.; REMELGADO, R.; FORKEL, M.; TORRESANI, M.; LAURIN, G. V.; ŠÁROVCOVÁ, E.; GARCIA MILLAN, V. E.; FISCHER, F. J.; JUCKER, T.; ... KISSLING, W. D. Spaceborne canopy height products should be complemented with airborne laser

scanning data: Toward a European canopy height model. **Earth and Space Science**, v. 13, n. 1, e2025EA004544, 2026.

MULLER-LANDAU, H. C.; CUSHMAN, K. C.; ARROYO, E. E.; CANO, I. M.; ANDERSON-TEIXEIRA, K. J.; BACKIEL, B. Patterns and mechanisms of spatial variation in tropical forest productivity, woody residence time, and biomass. **New Phytologist**, v. 229, n. 6, p. 3065-3087, 2021

OMETTO, J. P.; GORGENS, E. B.; DE SOUZA PEREIRA, F. R.; SATO, L.; DE ASSIS, M. L. R.; CANTINHO, R.; LONGO, M.; JACON, A. D.; KELLER, M. A biomass map of the Brazilian Amazon from multisource remote sensing. **Scientific Data**, v. 10, n. 1, p. 668, 2023.

PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P. E.; KURZ, W. A.; PHILLIPS, O. L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S. L.; HAYES, D. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011.

PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. **Mixed-Effects Models in Sand S-PLUS**. New York, NY: Springer New York, 2000.

PARRESOL, B. R. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. **Forest Science,** v. 45, n. 4, p. 573-593, 1999.

POORTER, H.; JAGODZINSKI, A. M.; RUIZ-PEINADO, R.; KUYAH, S.; LUO, Y.; OLEKSYN, J.; USOLTSEV, V. A.; BUCKLEY, T. N.; REICH, P. B.; SACK, L. How does biomass distribution change with size and differ among species? An analysis for 1200 plant species from five continents. **New Phytologist**, v. 208, n. 3, p. 736-749, 2015.

POTAPOV, P.; LI, X.; HERNANDEZ-SERNA, A.; TYUKAVINA, A.; HANSEN, M. C.; KOMMAREDDY, A.; PICKENS, A.; TURUBANOVA, S.; TANG, H.; SILVA, C. E.; ARMSTON, J.; DUBAYAH, R.; BLAIR, J. B.; HOFTON, M. Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. **Remote Sensing of Environment**, v. 253, p. 112165, 2021.

POTAPOV, P.; HANSEN, M. C.; GERRAND, A. M.; LINDQUIST, E. J.; PITTMAN, K.; TURUBANOVA, S.; LØYCHE WILKIE, M. The global Landsat imagery database for the FAO FRA remote sensing survey. **International Journal of Digital Earth**, v. 4, n. 1, p. 2-21, 2011.

RICKLEFS, R. E. **The economy of nature**. 6. ed. New York: W. H. Freeman, 2010.

SAATCHI, S. S.; HARRIS, N. L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E. T. A.; SALAS, W.; ZUTTA, B. R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S. L.; MOREL, A. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, 2011.

SCHNEIDER, J. M.; ZABEL, F.; MAUSER, W. Global inventory of suitable, cultivable and available cropland under different scenarios and policies. **Scientific Data**, v. 9, n. 1, p. 1-14. 27, 2022

SCHUIRMANN, D. J. A comparison of the two one-sided tests procedure and the power approach for assessing the equivalence of average bioavailability. **Journal of Pharmacokinetics and Biopharmaceutics**, v. 15, n. 6, p. 657-680, 1987.

SILESHI, G. W. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 237-254, 2014.

STAVER, A. C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. The global extent and determinants of Savanna and forest as alternative biome states. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 230-232, 2011.

STEGEN, J. C.; LIN, X.; FREDRICKSON, J. K.; CHEN, X.; KENNEDY, D. W.; MURRAY, C. J.; ROCKHOLD, M. L.; KONOPKA, A. Quantifying community assembly processes and identifying features that impose them. **The ISME Journal**, v. 7, n. 11, p. 2069-2079, 2013.

SULLIVAN, M. J. P.; LEWIS, S. L.; AFFUM-BAFFOE, K.; CASTILHO, C.; COSTA, F.; CUNI SANCHEZ, A.; EWANGO, C. E. N.; HUBAU, W.; MARIMON, B.; PHILLIPS, O. L. Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. **Science**, v. 368, n. 6493, p. 869-874, 2020.

TOLAN, J.; YANG, H.; NOSARZEWSKI, B.; COUAIRON, G.; VO, H. V.; BRANDT, J.; SPORE, J.; MAJUMDAR, S.; HAZIZA, D.; VAMARAJU, J. Very high resolution canopy height maps from RGB imagery using self-supervised vision transformer and convolutional decoder trained on aerial lidar. **Remote Sensing of Environment**, v. 300, p. 113888, 2024.

UKALSKA, J.; JASTRZĘBOWSKI, S. Sigmoid growth curves, a new approach to study the dynamics of the epicotyl emergence of oak. **Folia Forestalia Polonica**, v. 61, n. 1, p. 30-41, 2019.

VRÁNA, J.; REMEŠ, V.; MATYSIOKOVÁ, B.; TJØRVE, K. M. C.; TJØRVE, E. Choosing the right sigmoid growth function using the unified-models approach. **Ibis**, v. 161, n. 1, p. 13-26, 2019.

XU, H.; WANG, Z.; LI, Y.; HE, J.; WU, X. Dynamic growth models for Caragana korshinskii shrub biomass in China. **Journal of Environmental Management**, v. 269, p. 110675, 2020.

ZANNE, A. E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D. A.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; MILLER, R. B.; SWENSON, N. G.; WIEMANN, M. C.; CHAVE, J. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. **Dryad**, 2009.

ZEIDE, B. Analysis of Growth Equations. **Forest Science**, v. 39, n. 3, p. 594-616, 1993.

7 LIMITAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

7.1 Limitações do Capítulo 2 - Mapeamento da vegetação natural

Embora os resultados tenham demonstrado boa concordância entre o mapeamento de vegetação natural e as amostras independentes utilizadas na validação, algumas limitações devem ser consideradas. A interpretação visual realizada no ambiente Collect Earth Online, ainda que baseada em protocolos padronizados e múltiplas fontes de imagens de alta resolução, está sujeita a incertezas associadas à interpretação humana e à disponibilidade temporal das imagens. Além disso, diferenças conceituais entre as classes de cobertura da terra e as definições internacionais de floresta podem introduzir ambiguidades na distinção entre formações savânicas, florestais abertas e outras terras arborizadas. Por fim, a distribuição espacial das amostras de validação pode não representar plenamente toda a heterogeneidade estrutural e ecológica das formações naturais no bioma Cerrado, o que pode influenciar as estimativas de acurácia reportadas.

7.2 Limitações do Capítulo 3 - Estimativa de biomassa com altura do dossel

A estimativa de biomassa acima do solo baseada em produtos de altura do dossel derivados de sensoriamento remoto apresenta limitações inerentes à resolução espacial, aos algoritmos de estimativa da altura e à variabilidade estrutural das formações vegetais. Diferentes produtos de altura do dossel podem apresentar discrepâncias sistemáticas, especialmente em áreas com vegetação mais baixa ou estruturalmente heterogênea, como ocorre em grande parte do Cerrado. Além disso, a relação entre altura do dossel e biomassa pode variar em função da composição florística, densidade de árvores e características estruturais locais, fatores que não são plenamente capturados apenas pela variável altura. Assim, embora os resultados indiquem boa consistência com valores reportados na literatura, a extrapolação espacial das estimativas deve considerar as incertezas associadas aos produtos de altura do dossel e às simplificações inerentes aos modelos utilizados.

7.3 Limitações do Capítulo 4 - Modelagem nacional da biomassa

A modelagem nacional da biomassa acima do solo baseada na integração de parcelas do Inventário Florestal Nacional com dados de altura do dossel e variáveis ambientais representa

um avanço na estimativa de estoques de carbono em escala continental, porém apresenta algumas limitações importantes. A distribuição espacial das parcelas do IFN ainda é heterogênea entre os biomas brasileiros, o que pode influenciar a calibração dos modelos em regiões com menor densidade amostral. Além disso, possíveis inconsistências temporais entre medições de campo e produtos de sensoriamento remoto podem introduzir incertezas adicionais nas estimativas. Por fim, embora a inclusão de gradientes ambientais tenha aprimorado o desempenho do modelo, outros fatores ecológicos relevantes, como propriedades do solo, regime de distúrbios e composição florística, não foram explicitamente considerados na modelagem, podendo explicar parte da variabilidade residual observada.

7.4 Perspectivas futuras

Os avanços apresentados neste estudo abrem importantes oportunidades para o aprimoramento do monitoramento florestal e da quantificação de biomassa em larga escala. Uma perspectiva promissora consiste em integrar o mapa contínuo de biomassa com plataformas de monitoramento já consolidadas no Brasil, como PRODES, Florestas Naturais do Serviço Florestal Brasileiro, a Classificação da Vegetação do IBGE, além das iniciativas de mapeamento anual e detecção de mudanças produzidas pelo MapBiomas e pelos programas de observação de alta resolução da Planet. A combinação dessas fontes com o modelo desenvolvido permitirá identificar, a partir de 2020, polígonos de alterações na cobertura florestal, mensurar perdas e ganhos de biomassa e quantificar emissões e remoções de carbono com incertezas explicitamente estimadas.

Essa integração tem potencial para tornar mais precisas as estimativas nacionais de estoque e variação de carbono, além de fortalecer sistemas de MRV e apoiar políticas climáticas, programas de restauração e compromissos internacionais. Outro desdobramento relevante é a aplicação desse *framework* metodológico no monitoramento do licenciamento ambiental, sobretudo para validar áreas de compensação e coibir fraudes na quantificação de biomassa e carbono em processos de supressão vegetal, restauração e projetos de carbono. A utilização de mapas contínuos de biomassa pode fornecer evidências independentes e verificáveis para auditorias ambientais, ampliando transparência e segurança jurídica.

Futuras pesquisas poderão incorporar novas atualizações dos inventários florestais de campo, novos sensores e métricas estruturais, incluindo dados de radar banda P *Biomass*, produtos aprimorados do GEDI, séries temporais de alta resolução Planet e indicadores de degradação e incêndios para melhorar a sensibilidade do modelo à dinâmica do dossel. A

expansão da modelagem para séries temporais permitirá estimar incrementos anuais de biomassa, detectar degradação sub dossel e acompanhar processos de regeneração natural. Por fim, a abordagem desenvolvida é escalável e replicável a outros biomas tropicais, dentro das limitações comentadas, abrindo caminhos para comparações internacionais e parcerias dedicadas à quantificação global de carbono em florestas e savanas.

APÊNDICES

Apêndice 1 - Artigo publicado no periódico "*Forests*" em 08 de março de 2024. Acesso em https://doi.org/10.3390/f15030507.

forests

MDPI

Article

Aerial Biomass Estimation in the Cerrado Biome Using Canopy Height Data

Carlos Augusto Zangrando Toneli [1], Fernando Paiva Scardua [2], Rosana de Carvalho Cristo Martins [3], Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi [3], Andressa Ribeiro [1] and Antonio Carlos Ferraz Filho [1,*]

[1] Campus Professora Cinobelina Elvas, Federal University of Piauí, Bom Jesus 64900-000, Brazil; gutoton@gmail.com (C.A.Z.T.); andressa.florestal@ufpi.edu.br (A.R.)
[2] Faculdade do Gama, University of Brasília, Brasília 72444-240, Brazil; fscardua@unb.br
[3] Department of Forestry Engineering, University of Brasília, Brasília 70297-400, Brazil; roccristo@gmail.com (R.d.C.C.M.); ematricardi@gmail.com (E.A.T.M.)
* Correspondence: acferrazfilho@ufpi.edu.br; Tel.: +55-89-98142-1174

Abstract: Adaptations to climate change rely on understanding the dynamics of plant biomass stocks on the planet. The high levels of deforestation in Cerrado have transformed this biome into the second-largest Brazilian source of carbon emissions. The objective of this study was to develop a method to accurately estimate aboveground and total biomass values among shrublands, savannas, and forests located in the Cerrado biome using an allometric equation adjusted from canopy height obtained through optical and laser sensors. The results show similarity between the estimates employed by our method and the data found in the literature review for different phytophysiognomies in the Cerrado biome. Shrubland formations showed higher biomass estimation uncertainties due to the discontinuity of isolated trees and the lower canopy height when compared to more clustered tree canopies in savannas and taller canopies in forests. Aboveground biomass estimates are related to expansion factors, and specific maps were developed for each compartment by root, litter, and necromass. The sum of these compartments is presented in the aboveground and below forest biomass map. This study presents, for the first time, the mapping of total biomass in 10 m pixels of all regions of the Cerrado biome.

Keywords: canopy height; total biomass; shrubland; savanna and forest

check for updates

Citation: Toneli, C.A.Z.; Scardua, F.P.; Martins, R.d.C.C.; Matricardi, E.A.T.; Ribeiro, A.; Ferraz Filho, A.C. Aerial Biomass Estimation in the Cerrado Biome Using Canopy Height Data. *Forests* **2024**, *15*, 507. https://doi.org/10.3390/f15030507

Academic Editors: Qian Zhang, Weiliang Fan and Hui Yang

Received: 1 February 2024
Revised: 25 February 2024
Accepted: 5 March 2024
Published: 8 March 2024

Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

1. Introduction

Savannas cover one-fifth of the global land surface, contributing one-third of total terrestrial net primary productivity, and are responsible for more than half of global carbon emissions caused by wildfires [1]. The savannas of South America, found in the Cerrado domain, present notable carbon sinks and remain threatened by expansion of agricultural activities and by changing fire regimes [2]. Although the Cerrado biome covers around 23% of the Brazilian territory, only 2.5% of this area is protected [3]. The native Cerrado vegetation is severely affected by degradation and deforestation and has consequently been fragmented since the 1970s [4]. The conversion of land use to agriculture in this biome is occurring significantly in vast native areas with great potential for terrestrial and soil carbon storage [5]. Despite the rich and complex biodiversity, there are still few studies to estimate the above- and below-ground biomass of Cerrado vegetation [6]. High rates of deforestation and changes in land use place the biome as the second largest Brazilian source of greenhouse gas (GHG) emissions [7]. Due to the heterogeneity of vegetation structure in Cerrado, the stocks and distribution of aerial biomass are highly variable, making mapping and monitoring efforts non-trivial [8].

Obtaining accurate estimates of the carbon stock in the different phyto-physiognomies that compose Cerrado is extremely important to support sustainable forest management

Apêndice 2 - Relação de websites consultados para o desenvolvimento do estudo.

As informações de suporte podem ser usadas com o código:

1. https://code.earthengine.google.com/9e9a502d080f05e783d080b6cf31a826 (acessado em 22 de janeiro de 2024),

Aplicações gráficas para consulta de vários compartimentos da biomassa combinados:

2. https://ee-gutoton.projects.earthengine.app/view/biomassa—distrito-federal (acessado em 22 de janeiro de 2024).

Para o mapa na Figura 7:

3. https://ee-gutoton.projects.earthengine.app/view/biomassa-cerrado (acessado em 22 de janeiro de 2024).

Para o mapa na Figura 23:

4. https://ee-gutoton.projects.earthengine.app/view/estimativa-de-biomassa-acima-do-solo (acessado em 03 de janeiro de 2026).