



**BIOMASSA E CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA:
EFEITO DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS**

TATIANA DIAS GAUI

**TESE DE DOUTORADO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UnB**



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**BIOMASSA E CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA:
EFEITO DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS**

TATIANA DIAS GAUI

ORIENTADOR: EDER MIGUEL

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

BRASÍLIA-DF: DEZEMBRO DE 2024
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

“BIOMASSA E CARBONO NA FLORESTA ATLÂNTICA: EFEITO DOS FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS”

TATIANA DIAS GAUI

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DOUTOR.

APROVADA POR:

Prof. Dr. Eder Pereira Miguel, Universidade de Brasília (Orientador)

Prof. Dra. Alba Valéria Rezende, Universidade de Brasília (Examinador Interno)

Prof. Dr. Gileno Brito de Azevedo, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (Examinador Externo)

Prof. Dra. Erika Buscardo, Universidade Estadual de Campinas (Examinador Externo)

Dra. Fernanda Coelho de Souza, BeZero Carbon (Examinador Suplente Externo)

BRASÍLIA/DF, DIA 09 DE DEZEMBRO DE 2024.

FICHA CATALOGRÁFICA



REFERÊNCIA

GAUI, T.D. (2024). Biomassa e carbono na Floresta Atlântica: Efeito dos fatores bióticos e abióticos. Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL.TD – 12/2024, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 93 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Tatiana Dias Gai

TÍTULO: Biomassa e carbono na Floresta Atlântica: Efeito dos fatores bióticos e abióticos.

GRAU: Doutor

ANO: 2024

É concedido à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito da autora.

Tatiana Dias Gai
tatiana.gai@gmail.com

DEDICATÓRIA

Dedico essa Tese à minha filha, Ananda Gai de Carvalho, a verdadeira responsável pela mudança de rumo da minha vida, que me fez chegar até aqui, na busca pelo meu aprimoramento profissional e pessoal.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade de Brasília (UnB) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Departamento de Engenharia pela oportunidade e a todos os professores que fazem parte desse programa e contribuíram para a minha formação;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa concedida durante grande parte da minha trajetória acadêmica;

Ao Serviço Florestal Brasileiro (SFB) e à Secretaria Estadual do Ambiente e Sustentabilidade do Rio de Janeiro (SEAS-RJ) pela disponibilização dos dados do Inventário Florestal Nacional do Estado do Rio de Janeiro (IFN-RJ);

À SEAS-RJ e à Fundação Flora de Apoio à Botânica pela execução do Programa Carbono Clima Rio. Em especial, ao Superintendente de Mudanças Climáticas, Telmo Borges, pelo convite para colaborar neste projeto que gerou os dados para o ajuste das equações de biomassa, pela confiança, parceria e dedicação ao IFN-RJ;

À toda a equipe de campo, em especial aos meus amigos Vinícius Cysneiros, Cévio Rezende, Tom Adnet e José Henrique Pace, essenciais nesse projeto. Agradeço também à professora Graziela Vidaurre, que contribuiu nas análises para a determinação da densidade da madeira e a muitos outros técnicos e pesquisadores que estiveram envolvidos na obtenção dos dados;

Ao meu orientador, Eder Pereira Miguel, que me guiou com muita sabedoria, segurança e compreensão no desenvolvimento desta pesquisa, me ajudando a alcançar os melhores resultados;

Aos professores e pesquisadores Erika Buscardo, Gileno Brito e Fernanda Coelho, que participaram da minha qualificação, pelas valiosas contribuições no desenvolvimento deste trabalho. Agradeço também ao professor Marcos Gervásio Pereira pelas ricas discussões sobre os solos do Estado do Rio de Janeiro;

Ao meu grande amigo, parceiro de muitos trabalhos e presente em importantes momentos da minha trajetória profissional, Vinícius Cysneiros, com quem dividi a coordenação do levantamento dos dados, o planejamento, a execução e o sonho de realização deste projeto;

À minha grande amiga Fernanda Coelho, presente em todas as etapas, desde o plano de trabalho quando decidi aplicar para o doutorado até a conclusão final desta tese. Sua presença nos momentos mais difíceis foi fundamental para que eu pudesse chegar até aqui;

Ao meu amigo Hallefy, que me ajudou muito nas análises dos dados e artes gráficas, com muita leveza e genialidade, tornou tudo mais simples e enriqueceu muito o trabalho;

Aos meus amigos mais próximos e mais remotos, que me apoiam em todas as boas escolhas, principalmente, às minhas amigas mulheres, que por sororidade se tornaram a minha maior rede de apoio no desafio de conciliar a maternidade e o meu doutoramento;

Aos meus pais, Maria de Fátima Dias Gai e Eduardo Nagib Gai, e a toda a minha família, pelo amor, exemplo e apoio incondicional. Agradeço especialmente a minha filha Ananda e ao meu companheiro Daniel Costa de Carvalho, por cada dia em que cuidou sozinho da nossa filha para que eu pudesse trabalhar na tese, por todas as oportunidades que abriu mão e por todo o tempo que dedicou para me apoiar e me ver crescer, para crescermos juntos.

RESUMO

As florestas tropicais são essenciais para o balanço global de carbono, funcionando como sumidouros por meio da fixação de CO₂ atmosférico e armazenando mais de 70% da biomassa viva do planeta, tanto acima quanto abaixo do solo. A manutenção destas florestas é crucial e inclui uma gestão eficaz de áreas que estocam carbono, além de estratégias para redução de emissões e aumento da captura de carbono por meio da restauração e conservação florestal. No entanto, uma estimativa confiável dos estoques de carbono dessas florestas exige equações alométricas precisas, que ainda são escassas para as florestas da Mata Atlântica. Estimativas são especialmente importantes diante do atual cenário das mudanças climáticas globais, para orientar estratégias de mitigação destas mudanças. Em particular, muitos projetos de carbono do mercado voluntário utilizam equações alométricas genéricas, o que aumenta a incerteza nas estimativas e podem superestimar em média 15,4% dos estoques de biomassa em florestas tropicais. Esta superestimativa pode ser ainda maior para florestas da Mata Atlântica. Neste contexto, no capítulo 2 da presente tese, foram desenvolvidas equações alométricas específicas, utilizando método não destrutivo, para diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro. Os resultados encontrados evidenciaram que equações desenvolvidas localmente são mais precisas e o uso da equação genérica pantropical, amplamente utilizada na literatura, superestimou os estoques de biomassa em 11,7%. Superado o desafio de estimar de maneira consistente os estoques de carbono, investigou-se quais os fatores que determinam a variação da biomassa arbórea acima do solo, que concentra a maior parte dos estoques de carbono. Portanto, o capítulo 3 da presente tese, investigou o papel da composição florística, da riqueza e da diversidade de espécies arbóreas, do clima (precipitação e temperatura) e dos solos (fertilidade e textura) na determinação da biomassa. Os resultados deste capítulo evidenciam que as variáveis ambientais, edáficas e climáticas, são importantes preditoras da biomassa. Além disso, áreas de maior riqueza, diversidade e composição florística mais distinta, apresentam uma maior biomassa arbórea viva acima do solo, sendo importante para tomada de decisões estratégicas voltadas para a conservação.

ABSTRACT

Tropical forests play a major role in the global carbon cycle, acting as sinks through the fixation of atmospheric CO₂ and storing more than 70% of the planet's living biomass, including both above and below ground. The maintenance of these forests is vital and includes effective management of areas that store carbon, as well as strategies to reduce emissions and increase carbon capture through forest restoration and conservation. However, a precise and reliable estimate of the carbon stocks of these forests requires accurate allometric equations, which are still scarce for the Atlantic Forest forests. Estimates are particularly important in the current scenario of global climate change, to guide strategies to mitigate these changes. In particular, many carbon projects from the voluntary carbon market, use generic allometric equations that increase the uncertainty in the estimates and can overestimate on average 15.4% of biomass stocks in tropical forests. This overestimation may be even greater for Atlantic Forest forests. In this context, in chapter 2 of this thesis, specific allometric equations were developed, using a non-destructive method, for different phytophysiognomies of the Atlantic Forest of the state of Rio de Janeiro. The results found showed that locally developed equations are more accurate and the use of the generic pantropical equation, widely used in the literature, overestimated biomass stocks by 11.7%. Having overcome the challenge of consistently estimating carbon stocks, we investigated which factors determine the variation of aboveground tree biomass, which concentrates most of the carbon stocks. Therefore, chapter 3 of this thesis investigated the role of floristic composition, richness and diversity of tree species, climate (precipitation and temperature) and soils (fertility and texture) in determining biomass. The results of this chapter show that environmental, soil and climate variables are important predictors of biomass. Furthermore, areas of greater richness, diversity and more distinct floristic composition have a greater living tree aboveground biomass, which is important for strategic decision-making aimed at forest conservation.

SUMÁRIO

1	CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO	1
1.1	Introdução geral	1
1.2	Questões de Pesquisa	4
1.3	Objetivos	4
1.4	Hipóteses	5
1.5	Estrutura da tese	6
1.6	Referencial Teórico	7
1.6.1	Contextualização da Política Global, Nacional e Estadual sobre as Mudanças Climáticas	7
1.6.2	Equações alométricas e estimativas dos estoques de biomassa e carbono	11
1.6.3	Principais formações florestais da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro	13
1.6.4	Efeito da composição florística, riqueza, diversidade de espécies arbóreas e das variáveis ambientais nos estoques de biomassa	17
1.7	Referências bibliográficas	21
2	CAPÍTULO II – Artigo 1: Biomass equations and carbon stock estimates for the southeastern Brazilian Atlantic Forest	30
3	CAPÍTULO III: FATORES BIÓTICO E ABIÓTICO DETERMINANTES DA BIOMASSA ARBÓREA NA FLORESTA ATLÂNTICA, RJ, Brasil.	50
	Resumo	50
	Abstract	51
3.1	Introdução	52
3.2	Material e métodos	55
3.2.1	Área de estudo	55
3.2.2	Desenho amostral	56
3.2.3	Amostragem para estimativas de biomassa (Inventário Florestal)	57
3.2.4	Estimativas dos estoques de biomassa	58
3.2.5	Estimativa da composição de espécies arbóreas, riqueza e diversidade	59
3.2.6	Variáveis ambientais	59
3.2.7	Efeito das variáveis ambientais (solo e clima), da composição, diversidade e riqueza de espécies arbóreas na biomassa viva acima do solo	60
3.3	Resultados	62
3.3.1	Composição florística	65
3.3.2	Riqueza de espécies	67
3.3.3	Diversidade	68
3.3.4	Efeito exclusivo das variáveis ambientais (solos e clima) na biomassa	70
3.4	Discussão	72
3.4.1	Composição florística, riqueza e diversidade: biomassa	72
3.4.2	O efeito dos solos e clima na biomassa viva acima do solo	73
3.4.3	O efeito do clima na biomassa viva acima do solo	74
3.4.4	O efeito dos solos na biomassa	76
3.5	Conclusão	78
3.6	Bibliografia	78
4	CONCLUSÃO GERAL	84
	MATERIAL SUPLEMENTAR	87

1 CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Introdução geral

As florestas tropicais desempenham um papel fundamental no balanço global de carbono, funcionando como sumidouros pela fixação de CO₂ atmosférico e armazenando estoques de carbono na biomassa acima e abaixo do solo. Esses ecossistemas são responsáveis por armazenar mais de 70% da biomassa viva do mundo (BEER et al., 2010) e mais da metade da biodiversidade do planeta (MALHI et al., 2021). Apesar das florestas tropicais terem uma contribuição essencial na mitigação das emissões de CO₂ e dos efeitos das mudanças climáticas, estas florestas estão sob crescente pressão antrópica.

No Brasil, a mudança do uso da terra é responsável por 86% das emissões de CO₂ na atmosfera (IPCC, 2021). Consequentemente, em vista da necessidade de redução destas emissões e do aquecimento global, surgem políticas de incentivo a manutenção dos remanescentes florestais de pé, como os projetos de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) e o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). No entanto, a implementação destas políticas depende de estimativas confiáveis dos estoques florestais de biomassa / carbono para a criação de uma linha de base e monitoramento. Porém, equações alométricas que podem viabilizar essas estimativas ainda são escassos para florestas tropicais e subtropicais (CHAVE et al., 2014; VIBRANS et al., 2015).

A maior parte das pesquisas realizadas no Brasil com o enfoque de desenvolver equações alométricas e estimar os estoques de biomassa e carbono foi desenvolvida para a região Amazônica usando métodos destrutivos, em que árvores são selecionadas e abatidas para cubagem rigorosa e pesagem da biomassa verde (SOUZA et al., 2012a; GOODMAN et al., 2014; DA SILVA et al., 2015; NOGUEIRA et al., 2015; HIGUCHI et al., 2016; MAGNABOSCO MARRA et al., 2016). Contudo, em ecossistemas ameaçados como a Mata Atlântica, onde a aplicação de métodos destrutivos é totalmente inviável, estes trabalhos são ainda mais pontuais (TIEPOLO et al., 2002; SOARES; NOVELLI, 2005; SCOLFORO et al., 2008; VIBRANS et al., 2008; BURGER; DELITII, 2008; 2010), limitando o conhecimento sobre a capacidade de armazenamento de carbono dos diferentes tipos de vegetação da Mata Atlântica (SCOLFORO et al., 2008; SOUZA et al., 2012b; FIGUEIREDO et al., 2015).

A Mata Atlântica é considerada um dos ecossistemas mais biodiversos e ameaçados do planeta, o que lhe confere um status de *hotspot* mundial (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2005). A composição original da Mata Atlântica é constituída por um mosaico de formações vegetais definidas como Florestas Ombrófilas Densa, Aberta e Mista; Florestas Estacionais Decidual e Semidecidual; Campos de Altitude, Mangues e Restingas (IBGE, 2012). Esse ecossistema, que ocupa a região costeira e abriga cerca de 72% da população brasileira, vem sendo submetido a uma intensa redução de sua cobertura (SOS MATA ATLÂNTICA, 2021). A maior parte de seus remanescentes ocorre na forma de pequenos fragmentos, isolados e compostos por matas secundárias em diferentes estágios sucessionais (METZGER et al., 2009). Atualmente cerca de 30% dos remanescentes da Mata Atlântica estão incluídos em Unidades de Conservação (PRATES; SOUZA, 2014), contudo, estima-se que a perda da biomassa em função da degradação dos remanescentes da Mata Atlântica é equivalente à 2,3 a 2,6 bilhões de dolares em créditos de carbono (LIMA et al., 2020).

Em vista da importância ecológica da Mata Atlântica e do status de ameaça desse bioma, estimativas precisas dos estoques de biomassa e carbono armazenados nesse ecossistema são fundamentais para auxiliar políticas públicas voltadas à manutenção destas florestas e o provimento dos serviços ecossistêmicos. O desenvolvimento de equações alométricas específicas que permitem conhecer os estoques florestais da Mata Atlântica depende de métodos alternativos não destrutivos. Uma alternativa é pelo método indireto, com aplicação de equações genéricas. Devido à falta de modelos alométricos específicos para os diferentes tipos de cobertura da Floresta Atlântica, modelos alométricos pantropicais podem ser usados para estimar os estoques de biomassa, desde que o diâmetro da árvore, altura e densidade da madeira sejam incluídos no modelo (VIEIRA et al., 2008; CHAVE et al., 2014; TASHI et al., 2017; ROITMAN et al., 2018). No entanto, o desenvolvimento de modelos locais pode potencialmente produzir estimativas mais precisas e confiáveis, particularmente em ecossistemas caracterizados por elevada diversidade de fitofisionomias.

A quantidade de carbono estocado e a composição de espécies arbóreas variam ao longo do espaço geográfico em função da variação ambiental. Em florestas tropicais, variações na temperatura, precipitação e características edáficas estão relacionadas à mudança na composição de espécies arbóreas (TER STEEGE et al., 2006; BUSCARDI et al., 2016; JIMÉNEZ-MUNÓZ et al., 2016; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017) e nos estoques de carbono no espaço

(QUESADA et al., 2012). Em particular, estudos que investigam o papel de gradientes ambientais na distribuição e manutenção da biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas, evidenciam que a variação na riqueza e na composição de espécies arbóreas, assim como na quantidade de carbono estocado, está diretamente associada às condições climáticas (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017; SULLIVAN et al., 2017), à características dos solos (TUOMISTO et al., 2003) ou à combinação de ambos (QUESADA et al., 2012; MAIA et al., 2020).

Diferentes espécies possuem distintas eficiências de uso de carbono (porcentagem de uso de carbono fixado retido na biomassa); por exemplo, espécies de baixa densidade da madeira, crescimento rápido e ciclo de vida curto possuem uma baixa capacidade de estoque, i.e. baixa eficiências de uso de carbono (COELHO DE SOUZA et al., 2016). Por outro lado, espécies de elevada densidade da madeira e caracterizadas por ciclos de vida mais longos, estão associadas a um elevado estoque de carbono em sua biomassa, ressaltando a importância da composição taxonômica e filogenética na capacidade de armazenamento de biomassa. Ademais, a eficiência do uso de carbono, definida como a razão entre o ganho líquido de carbono e a assimilação bruta de carbono durante um período, está diretamente relacionada com a variação nas condições climáticas e edáficas (QUESADA et al., 2012; MAIA et al., 2020). Portanto, é necessário investigar o efeito das variáveis ambientais e dos padrões de distribuição de espécies nos estoques de carbono.

O estado do Rio de Janeiro preserva cerca de 30% do seu território coberto por remanescentes de vegetação típicos da Mata Atlântica (SFB, 2018). Neste sentido, o desenvolvimento de equações alométricas locais e específicas para as fitofisionomias de vegetação do estado é de grande importância para subsidiar a implementação de projetos que incentivam a conservação das florestas e a redução das emissões de CO₂. Assim, com o objetivo principal de desenvolver equações de biomassa para as três principais fitofisionomias da Mata Atlântica do estado (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e Restinga Florestada) foi utilizado método não destrutivo para quantificar amostras da biomassa viva arborea. A partir das equações obtidas, esse trabalho teve também como objetivos: ii) estimar a biomassa e o estoque de carbono acima do solo para os remanescentes de vegetação de todo o estado do Rio de Janeiro e iii) investigar os efeitos das variáveis ambientais (temperatura, precipitação, textura e fertilidade dos solos) nos estoques de biomassa viva acima do solo; e iv)

explorar o efeito da composição florística, da riqueza e da diversidade de espécies arbóreas nos estoques de biomassa viva acima do solo.

1.2 Questões de Pesquisa

O projeto pretende responder as seguintes questões de pesquisa:

- Equações alométricas específicas estimam a biomassa com maior precisão do que equações genéricas? (capítulo 2)
- Qual o estoque de biomassa e carbono da Floresta Atlântica do estado do Rio de Janeiro? (capítulo 2)
- Qual o efeito das variáveis ambientais nos estoques de biomassa do estado do Rio de Janeiro? (capítulo 3)
- Qual o efeito da composição florística, riqueza e diversidade de espécies arbóreas nos estoques de biomassa do estado do Rio de Janeiro? (capítulo 3)

1.3 Objetivos

O projeto de tese de doutorado foi dividido em quatro objetivos principais:

- Desenvolver equações de biomassa específicas para as principais tipologias florestais da Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro e uma equação genérica, utilizando método não destrutivo;

- Quantificar os estoques de biomassa e carbono acima do solo armazenado das diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica e na cobertura de floresta total do Rio de Janeiro e comparar a precisão das estimativas pela aplicação de equações específicas e genéricas;
- Investigar os efeitos das variáveis ambientais (temperatura, precipitação, textura e fertilidade dos solos) nos estoques de biomassa viva acima do solo;
- Explorar o efeito da composição florística, da riqueza e da diversidade de espécies arbóreas nos estoques de biomassa viva acima do solo.

1.4 Hipóteses

- Equações alométricas específicas fornecem estimativas mais precisas dos estoques de biomassa e carbono quando comparadas às estimativas obtidas com uso de equação genérica e pantropical;
- As variáveis edáficas relacionadas à textura e fertilidade dos solos explicam uma maior variabilidade nos estoques de biomassa em comparação às variáveis climáticas representadas por temperatura e precipitação;
- Composição florística, riqueza e diversidade de espécies arbóreas desempenham um papel importante na determinação da biomassa viva acima do solo.

1.5 Estrutura da tese

A presente tese foi estruturada em 4 capítulos:

Capítulo 1: Neste capítulo é apresentada uma introdução geral e referencial teórico sobre os principais conteúdos relacionados às questões de pesquisa, hipóteses e objetivos gerais da tese;

Capítulo 2: Este capítulo trata do ajuste de modelos alométricos para estimativa da biomassa das principais fitofisionomias da Mata Atlântica, além de uma equação genérica local para estimativa da biomassa desse ecossistema. A partir da aplicação destas equações à dados dendrométricos de parcelas permanentes do Inventário Florestal Nacional no estado do Rio de Janeiro, também foram estimados os estoques de biomassa e carbono da cobertura florestal do estado e comparados os resultados de precisão das estimativas com equações específicas e genéricas. Neste capítulo foram respondidas as duas primeiras questões da pesquisa e testada a primeira hipótese da tese.

Capítulo 3: Neste capítulo é investigado o efeito das variáveis ambientais (temperatura média anual, precipitação média anual, textura e fertilidade dos solos), da composição florística, da riqueza e da diversidade de espécies arbóreas nos estoques de biomassa viva acima do solo. Neste capítulo foram respondidas as duas últimas questões da pesquisa e testadas a segunda e terceira hipóteses da tese.

Capítulo 4: O capítulo final apresenta uma conclusão da tese, com uma visão geral das principais descobertas, as implicações da pesquisa para a conservação das florestas, além de sugestões para pesquisas futuras.

1.6 Referencial Teórico

1.6.1 Contextualização da Política Global, Nacional e Estadual sobre as Mudanças Climáticas

As mudanças climáticas globais e suas implicações para o meio ambiente tiveram pouca atenção até o fim do século XX, apesar das crescentes emissões de gases de efeito estufa (GEE) desde o advento da Revolução Industrial. Somente no fim da década de 1950, foi constatada a relação entre o aumento da concentração desses gases na atmosfera e o aumento da temperatura média da terra (YERGIN, 2014). Diversas fontes antropogênicas contribuem para emissão de GEE, mas duas delas têm sido apontadas como as principais: a queima de combustíveis fósseis (gás natural, carvão mineral e, especialmente, petróleo), diretamente associada aos setores de produção de energia, indústria e transporte; e as alterações de uso e cobertura da terra, a queima de resíduos florestais e a calagem de solos, relacionadas ao setor de Agricultura, Silvicultura e Uso da Terra (AFOLU) (BRANDÃO; BARRETO, 2016).

A primeira Conferência Global do Clima ocorreu em 1979, levando a discussão a respeito da problemática das mudanças do clima para as arenas de negociação da agenda ambiental global (GUPTA, 2010). Em 1989, foi criado o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), com a principal função de produzir relatórios para sintetizar e divulgar as mais recentes informações técnico-científicas sobre a mudança do clima, sugerindo maneiras de combater seus efeitos. Em 1992, no Rio de Janeiro, ocorreu a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio 92), na qual, entre outros tratados internacionais, foi celebrada a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima, com o objetivo abrangente de "estabilizar as concentrações de GEE na atmosfera aos níveis que pudessem impedir que as atividades humanas afetassem perigosamente o sistema climático global". Concretamente, pretendia-se ter no ano 2000 os mesmos níveis de emissões de 1990. Ao fim das negociações, cerca de 150 países assinaram a Convenção, elevando as mudanças climáticas ao patamar de prioridade global (GUPTA, 2010).

O primeiro instrumento para viabilizar o cumprimento dos compromissos assumidos pelas Partes da Convenção sobre Mudança do Clima foi o Protocolo de Quioto, assinado em 1997, com entrada em vigor apenas em 2005. Nele, foram estabelecidos limites de emissões de seis GEE para os 38 países desenvolvidos e economias em transição chamados "Parte do Anexo B". O

Protocolo de Quioto incluiu três mecanismos de flexibilização para atender as metas estabelecidas: (1) Comércio de emissões - troca de carbono emitido por carbono não emitido; (2) Implementação conjunta - projetos de redução ou de sequestro de carbono; e (3) Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). A partir de 2020, o Acordo de Paris (Decisão1/CP.21), assinado durante a vigésima primeira Conferência das Partes (COP 21) da Convenção do Clima sucedeu o Protocolo de Quioto, tendo como um de seus principais objetivos “manter a temperatura média do planeta bem abaixo de 2°C acima da média do período pré-industrial, comprometendo esforços para limitar o aumento a 1,5°C”.

A lógica trazida pelas previsões do Acordo de Paris é de que todas as suas Partes devem determinar quais ações podem e estão dispostas a tomar, em nível nacional, para alcançar o objetivo do instrumento, o que deve ser feito através das chamadas Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs). Apesar da autonomia para definição desses compromissos (em matéria de mitigação, adaptação, financiamento, transferência de tecnologia, capacitação e transparência), as NDCs devem ser claras e transparentes, seguindo orientações definidas sob a Convenção (Art. 4.8, Decisão1/CP.21). Além disso, devem ser progressivamente mais ambiciosas ao longo do tempo. Assim, a cada ciclo de cinco anos, as Partes devem aumentar a ambição e definir medidas mais rigorosas para reduzir as emissões de GEE (Art. 4.9, Decisão1/CP.21).

Apesar dos mencionados esforços e instrumentos formalizados em âmbito global, em março de 2023, o IPCC finalizou a síntese de seu Sexto Relatório de Avaliação (*AR6 Synthesis Report: Climate Change 2023*), afirmando que as emissões de GEE seguem aumentando, com contribuições históricas e contínuas desiguais, em decorrência do uso de energia e da terra e dos estilos de vida e padrões de consumo e produção adotados por regiões, países e indivíduos (IPCC, 2023). As emissões globais de GEE aumentaram 1,2% de 2021 para 2022, atingindo um novo recorde de 57,4 gigatoneladas de CO₂ equivalente (GtCO_{2e}) (UNEP, 2023). Nesse mesmo ano, todos os setores, exceto o de transporte, já haviam revertido totalmente a queda nas emissões induzida pela pandemia de COVID-19, excedendo os níveis de 2019. As emissões de CO₂ provenientes da combustão de combustíveis fósseis e processos industriais foram os principais contribuintes para o aumento geral, representando cerca de dois terços das emissões de GEE.

No final de 2009, foi promulgada a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), política relevante para implementação da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (CQNUMC) e acordos internacionais a ela relacionados no Brasil. Os Planos

de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento nos biomas brasileiros e as Comunicações Nacionais do país à Convenção são instrumentos da PNMC (Art. 6º, da Lei 12.187/2009). Por meio da referida Política, o Brasil oficializou seu primeiro compromisso voluntário, junto à comunidade internacional, de redução de emissões de GEE. Além disso, durante a COP 15, o país se comprometeu, entre outras metas, a realizar inventários anuais de suas emissões e desenvolver programas nacionais de mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

A primeira NDC – na época, chamada de Contribuição Nacionalmente Pretendida - foi enviada pelo Brasil ao secretariado da Convenção do Clima em setembro de 2015, antes da conferência COP 21 em Paris. No documento, o país assumiu o compromisso de voluntariamente reduzir suas emissões de GEE em 37% abaixo dos níveis de 2005 até 2025, com uma meta indicativa de redução de 43% até 2030. A meta era absoluta em relação ao ano de base e abrangia todo o território nacional e o conjunto da economia. Em dezembro de 2020, o país submeteu a primeira atualização à NDC de 2015/2016. Nesta, não foi explicitado como a meta de redução de emissões de GEE assumida pelo país seria alcançada, não sendo detalhadas as medidas setoriais a serem implementadas para tal finalidade. A segunda atualização, submetida em abril de 2022, além de todas as omissões anteriores, não aumentou a ambição climática do país, estando, assim, em desacordo com o Acordo de Paris. Ademais, não internalizou como vinculantes os compromissos assumidos pelo Brasil na COP 26 quanto a zerar o desmatamento e reduzir em 30% as emissões de metano até o fim da década (UNTERSTELL; MARTINS, 2022).

Em novembro de 2023, o Brasil submeteu uma nova NDC que, apesar de não demonstrar maior ambição, retomou o que havia sido compromissado em 2015, na época, considerada uma das contribuições mais ambiciosas apresentadas pelas Partes da Convenção. A partir de dados de emissões do último inventário de GEE apresentado pelo país junto com sua quarta Comunicação Nacional, o Brasil se comprometeu a reduzir, até 2025, 48,4% ou 1,24 GtCO₂e e, até 2030, 53,1% ou 1,36 GtCO₂e, em relação as emissões de 2005. Além disso, o país ratificou o objetivo de chegar à neutralidade climática até 2050 e mencionou que o compromisso assumido pelo país para alcançar o fim do desmatamento até 2030, durante a COP 26, foi incorporado ao seu novo Plano de Prevenção e Combate ao Desmatamento na Amazônia (PPCDAM) publicado em junho de 2023.

Apesar dos mencionados compromissos, de acordo com a 10ª edição do Sistema de Estimativas de Emissões de Gases do Efeito Estufa (SEEG 10) (POTENZA et al., 2023), o Brasil emitiu 2,4 bilhões de toneladas brutas de gases de efeito estufa em 2021, um aumento de 12,2% em relação a 2020, marcando o maior crescimento em quase duas décadas, inferior apenas ao pico histórico de aumento (20%) do país ocorrido em 2003. Quase metade dessas emissões (49%) foi devido a mudanças no uso da terra, principalmente pelo aumento do desmatamento na Amazônia. A agropecuária foi o segundo setor de maiores emissões (25%) em 2021. Descontando as remoções de carbono por florestas secundárias e áreas protegidas, o Brasil teve uma emissão líquida de GEE de 1,76 Gt CO₂e. Ao longo das duas últimas décadas, alguns estados e municípios brasileiros se anteciparam a compromissos assumidos em âmbito nacional e promoveram iniciativas de mitigação e adaptação locais, sancionando políticas climáticas próprias. No Rio de Janeiro, diversos esforços foram realizados com o objetivo de criar um regime legal para enfrentar os desafios impostos pelas mudanças climáticas, como a criação do Fórum Rio de Mudanças Climáticas Globais, por meio do Decreto Estadual nº40.780/2007, culminando com a implementação da Política Estadual do Clima (PEC), instituída pela Lei 5.690/2010 e regulamentada pelo Decreto 42.216/2011. A referida legislação prevê, nos artigos 7º e 8º, a criação do Cadastro das Emissões (CE) e do Cadastro dos Sumidouros (CS) e estabelece uma série de instrumentos administrativos para viabilizar seu monitoramento.

Para o cumprimento da PEC, algumas iniciativas vêm sendo desenvolvidas nos últimos anos a fim de solucionar a falta de informações precisas sobre as emissões estaduais, bem como dos estoques florestais e implementar os cadastros de emissões e sumidouros. O Instituto Estadual do Ambiente (INEA) disciplinou a entrega dos inventários de emissões industriais e seus respectivos planos de mitigação por meio das Resoluções n.º 64 e 65, ampliando o número de empreendimentos sob controle de emissões de GEE no Estado. Em direção a implementação do CS de carbono, a Secretaria de Estado do Ambiente (SEA) em parceria com o Serviço Florestal Brasileiro (SFB), realizou o Inventário Florestal Nacional do Estado, com o objetivo principal de conhecer a situação da cobertura de vegetação atual e levantar os recursos florestais. A partir da instalação de parcelas permanentes distribuídas em todo o território estadual e das informações quali-quantitativas disponíveis é possível estimar e monitorar, a longo prazo, a dinâmica do carbono estocado nas florestas da região.

Em complementação a estas iniciativas do Estado, surge nesse contexto o Programa Rio Clima I, criado pela SEA, em parceria com o INEA e a Fundação Flora de Apoio à Botânica, e com o apoio financeiro da empresa Ferroport, referente à compensação ambiental do empreendimento do Porto do Açú. O Programa visou o desenvolvimento de instrumentos de gestão da Política Estadual de Mudanças Climáticas, com foco na implementação dos Cadastros de Emissões e Sumidouros. Buscou padronizar procedimentos de análises e controle dos relatórios de emissões de GEE, bem como a elaboração de linhas de base dos estoques de carbono por fitofisionomias, a fim de viabilizar a criação de um mecanismo financeiro de sustentabilidade para o Programa de Pagamento de Serviços Ambientais e Mercado de Carbono.

1.6.2 Equações alométricas e estimativas dos estoques de biomassa e carbono

Os estudos para quantificação da biomassa florestal dividem-se em dois métodos: direto (determinação) e indiretos (estimativas). O método direto consiste em uma determinação real da biomassa, a partir de uma amostragem destrutiva para a pesagem dos componentes da árvore. O método indireto se refere a uma estimativa da biomassa, obtida principalmente pela aplicação de equações alométricas desenvolvidas a partir de análises de regressão de dados provenientes do método direto (BROWN et al., 1997; CHAVE et al., 2005).

A maioria dos estudos de quantificação de biomassa utiliza o método indireto, a partir da coleta de dados biofísicos de inventários florestais como diâmetro, altura, volume e densidade básica da madeira, empregando-se fatores de conversão e equações alométricas (SOMOGYI et al., 2006). Atualmente muitos trabalhos têm investigado o uso de sensoriamento remoto como ferramenta para estimativas da biomassa aérea através das propriedades espectrais dos componentes da vegetação, como troncos, galhos e folhas (ROSETTE et al., 2012; POLEY; MCDERMID, 2020; OMETTO et al., 2023).

Como o método direto é destrutivo e oneroso, são escassos os trabalhos de quantificação e ajuste de equações de biomassa. A maioria dos trabalhos foram desenvolvidos para a região Amazônica, com destaque para os trabalhos pioneiros de Brown et al. (1989; 1997), Uhl et al. (1988), para florestas secundárias, Higuchi (1998), na região de Manaus, Araújo (1999) em floresta primária no Pará, Nelson et al. (1999) e Chambers et al. (2001) na Amazônia Central. Os trabalhos de Chave et al. (2005, 2014) são importantes referências pois compilam um amplo

conjunto de dados obtidos por método destrutivo, em 20 e 38 sítios respectivamente, para desenvolver modelos alométricos pantropicais.

A equação pantropical amplamente difundida na literatura, proposta por Chave et al. (2014), inclui como variáveis independentes além do diâmetro na altura do peito (Dap), de fácil obtenção, a altura total (Ht) e a Db. Enquanto a inclusão destas variáveis melhora a precisão das estimativas de biomassa (FELDPAUSCH et al., 2012; CHAVE et al., 2005), seu uso é questionável em função da qualidade dos dados de Ht dos inventários florestais, muitas vezes estimados e da variabilidade da Db, que pode variar ao longo do fuste da árvore (FEARNSIDE, 1997), entre indivíduos de idades diferentes (FUJIMOTO et al., 2006), e sob condições ambientais distintas (HULTINE et al., 2005).

A maior parte dos trabalhos sobre a quantificação de biomassa e carbono estocados nas florestas são realizados com base no método indireto e concentram-se no domínio Amazônico (PHILLIPS et al., 1998; BAKER et al., 2004; HIGUCHI et al., 2004; CASTILHO et al., 2006; ASNER et al., 2010; SAATCHI et al., 2011; SALIMON et al., 2011; SLIK et al., 2013; DA SILVA et al., 2015; NOGUEIRA et al., 2015). Porém, estes trabalhos possuem incertezas associadas as estimativas devido ao rigor dos inventários florestais e/ou a aplicação de equações alométricas desenvolvidas para outros sítios ou uso de equações pantropicais, que incluem uma maior amplitude das relações dendrométricas, que podem não representar bem a realidade local.

O uso destas equações alométricas para estimativas da biomassa florestal em regiões extra-amazônicas pode gerar erros ainda maiores, uma vez que a composição e estrutura das florestas se diferenciam espacialmente e as equações geradas para região Amazônica tendem a modelar a realidade ds região. No entanto, trabalhos de quantificação de biomassa pelo método direto e ajuste de equações alométricas são ainda mais escassos para os demais biomas brasileiros. São importantes referências os trabalhos de Rezende et al. (2006) e Scolforo et al. (2008) para os tipos de vegetação do Cerrado e de Sampaio e Silva (2005) para a Caatinga. Na Mata Atlântica, devido ao seu status de ameaça, resultando na inclusão de grande parte dos seus remanescentes de vegetação sob proteção de unidades de conservação, os trabalhos de medições diretas da biomassa arbórea pelo uso do método destrutivo são restritos.

Os dois principais trabalhos de ajuste de equações alométricas e estimativas dos estoques de biomassa e carbono no domínio da Floresta Atlântica foram desenvolvidos por Scolforo et al. (2008) para florestas no Estado de Minas Gerais e Vibrans et al. (2008), em Santa Catarina.

Ambos os trabalhos foram desenvolvidos no contexto da realização de seus inventários nacionais, com o objetivo central de se quantificar os recursos florestais. Os estoques médios de biomassa encontrados por Vibrans et al. (2012) com aplicação de equações específicas para Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Estacional Semidecidual (FES) foram de 127 Mg ha⁻¹ e 85,7 Mg ha⁻¹ respectivamente; e de 135,3 Mg ha⁻¹ (FOD) e 102,9 Mg ha⁻¹ (FES) por Scolforo et al. (2008) para Minas Gerais. Destacam-se ainda as equações alométricas desenvolvidas por Tiepolo et al. (2002) para florestas ombrófilas no Paraná; Soares e Novelli (2005), para vegetação de mangue; Moreira-Burger e Delitii (2008) em floresta ombrófila densa secundária no Estado de São Paulo; Moreira-Burger e Delitii (2010) para floresta de restinga; além dos trabalhos de Miranda et al. (2011) e Nogueira Júnior et al. (2014) para espécies arbóreas em áreas de restauração florestal em São Paulo.

Em razão da relevância ecológica da Mata Atlântica, levantamentos precisos dos estoques de biomassa e carbono desse ecossistema são fundamentais para a implementação de medidas de gestão dos recursos, conservação e uso sustentável. Apesar do Rio de Janeiro apresentar boa parte do seu território coberto por Floresta Atlântica, nenhum trabalho visando o desenvolvimento de equações alométricas específicas foi realizado até o momento para o Estado. Considerando a diversidade de ecossistemas associados à Mata Atlântica presentes no Estado do Rio de Janeiro, propõe-se o desenvolvimento de equações específicas para estimativas precisas de biomassa, em especial para as principais formações florestais que compõem o bioma. Estas florestas são descritas detalhadamente no item seguinte.

1.6.3 Principais formações florestais da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro

O Estado do Rio de Janeiro está totalmente inserido no domínio do Bioma Mata Atlântica, um dos ecossistemas mais biodiversos e ameaçados do planeta, considerado um dos hotspots mundiais para conservação (MYERS, 2000; MITTERMEIER et al., 2005). O histórico de alteração da cobertura original do solo em decorrência do crescimento urbano e para fins agrícolas, em especial para o cultivo de café, dizimou parte da cobertura de vegetação original do estado, restando apenas fragmentos protegidos nas encostas mais íngremes e topos de morros.

O Rio de Janeiro possui uma área total de 4.378.156 ha e atualmente tem aproximadamente 1,3 M ha de florestas naturais, que correspondem a cerca de 31% do território

do estado (SFB, 2018), caracterizadas principalmente por florestas secundárias fragmentadas. Contudo, o Rio de Janeiro ainda resguarda importantes remanescentes de vegetação de diferentes fitofisionomias que compõem a Mata Atlântica, como Campos de Altitude, Mangues e Restingas. A flora do Rio de Janeiro é reconhecida como uma das mais ricas do país e o estado é tido como um importante centro de endemismo (COELHO et al., 2017), concentrando em seu território aproximadamente 25% da flora brasileira, sendo 2,5% espécies endêmicas do estado (SEA, 2018).

As formações vegetais que recobrem o território fluminense variam de acordo com os fatores edáficos, geomorfológicos e climáticos. A ampla variação altitudinal presente no estado é determinante na diversidade de fitofisionomias que vão desde manguezais e restingas ao nível do mar nas planícies costeiras e fluviais do estado, até os campos de altitude a aproximadamente 2.000 m acima do nível do mar, no maciço das Agulhas Negras, Serra da Mantiqueira. Além da variação altitudinal, o distanciamento da região costeira com influência marinha para o interior do estado também evidencia diferenças florísticas e estruturais na vegetação. A paisagem do Rio de Janeiro é marcada por um gradiente ambiental, que além de proporcionar a formação de diversos tipos de vegetação e habitats associados (COELHO et al., 2017) é determinante na diversidade e complexidade estrutural das comunidades de plantas (SCARANO, 2002).

Na cobertura de vegetação do Estado do Rio de Janeiro podem ser reconhecidas sete fitofisionomias do domínio da Mata Atlântica e suas faciações. Estas fitofisionomias se apresentam desde formações campestres, rupícolas e herbáceas, arbustivas, a formações florestais. As florestas são as formações mais representativas no estado e correspondem a aproximadamente 96% da cobertura de vegetação do território fluminense. A principal tipologia florestal do estado é a Floresta Ombrófila Densa (FOD), que representa aproximadamente 69% das florestas estaduais; seguida pela Floresta Estacional Semidecidual (FES), com aproximadamente 27% da cobertura florestal. As demais tipologias que compõem a cobertura florestal do estado são as Florestas de Restinga (FR; 2%), os Mangues (1%) e a Floresta Estacional Decidual (FED, 1%; SFB, 2018).

As FOD, principal fitofisionomia do estado, ocorrem ao longo de todo o território, predominantemente nas encostas úmidas da Serra do Mar. Estas florestas são caracterizadas pela elevada precipitação, bem distribuída durante todo o ano (IBGE, 2012) e estão associadas a solos argilosos, férteis e com profundidade variável. Em um terceiro nível categórico, as FOD são

classificadas de acordo com a cota altitudinal em que estão localizadas (IBGE, 2012). No Estado do Rio de Janeiro são reconhecidas as FOD de terras baixas (< 50 m), submontanas (50 - 500 m), montanas (500 - 1.500 m) e alto-montanas (> 1.500 m). Essa variação altitudinal apresenta distintas condições climáticas, ordens e profundidades dos solos, que condicionam diferenças na estrutura e na composição de espécies destes subtipos de vegetação. Vale mencionar que as FOD Aluviais não estão condicionadas topograficamente e se apresentam sempre em ambientes homogêneos, nos terraços aluviais alagados próximos aos rios.

As FOD, de maneira geral, são caracterizadas por florestas estratificadas, com alta densidade de indivíduos arbóreos que compõem o dossel, além de árvores emergentes de grande porte e sempre-verdes como *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze, *Cedrela fissilis* Vell. e *Virola gardneri* (A.DC.) Warb. Algumas outras formas de vida também podem ser consideradas indicadoras desta fitofisionomia florestal como os xaxins (*Cyathea* spp. – Cyatheaceae; *Dicksonia sellowiana* Hook. – Dicksoniaceae) e o palmito-jussara (*Euterpe edulis* (Mart.) – Arecaceae). As famílias botânicas mais importantes em riqueza de espécies arbóreas nesta fitofisionomia florestal incluem Fabaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Myrtaceae e Rubiaceae (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000)

Os estratos abaixo do dossel também apresentam elevada densidade de outras formas de vida como arvoretas, arbustos, palmeiras, ervas, bromélias, lianas, pteridófitas, briófitas, fungos e epífitas de diversos grupos de plantas. A diversidade e abundância de lianas lenhosas e plantas epífitas como bromélias e orquídeas também são características desta fitofisionomia, porém a presença destas varia de acordo como grau de antropização e umidade do fragmento florestal. Em geral, quanto mais conservado o fragmento, maior será a sua densidade e diversidade de plantas epífitas. Em função da alta densidade e diversidade de plantas, o solo dessa formação florestal é frequentemente coberto por uma camada espessa e heterogênea de serapilheira.

Devido a fertilidade dos solos e a disponibilidade hídrica, as Florestas Ombrófilas abrigam uma ampla diversidade de fauna e flora e possuem conseqüentemente maior interesse para conservação (NETO et al., 2023). A maior parte dos remanescentes de FOD do estado atualmente encontram-se preservados em Unidades de Conservação. Algumas destas reservas que preservam importantes remanescentes dessa cobertura florestal são o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, o Parque Nacional do Itatiaia, o Parque Estadual dos Três Picos e a Reserva Biológica do Tinguá, entre outras. A Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande no sudoeste do

estado preserva a maior cobertura florestal desta fitofisionomia, com destaque para os municípios de Paraty, que possui 90% do território coberto por floresta, seguido por Angra dos Reis (86%) e Mangaratiba (83%; SFB, 2018).

As FES, segunda maior fitofisionomia florestal presente na cobertura do estado, caracterizam-se pela deciduidade foliar de 50% das árvores no período de estiagem (IBGE, 2012). Estas florestas ocorrem principalmente na região noroeste do estado, onde apresentam uma clara distinção das FOD. Os fragmentos dessa tipologia florestal também são encontrados nas vertentes mais secas das montanhas da região centro sul do estado denominada de “Mares de Morros” inseridas na bacia do Rio Paraíba do Sul. Nessa região, a transição das Florestas Ombrófilas para as Estacionais é menos evidente, formando áreas de contato de difícil distinção entre essas florestas.

Assim como nas FOD, as FES também são classificadas de acordo com a cota altitudinal (IBGE, 2012). Estas duas fitofisionomias ocorrem sobre mesmas classes de solos argilosos e profundos, porém sob regimes climáticos distintos (MORELLATO; HADDAD, 2000) e se diferenciam principalmente pela sazonalidade da precipitação (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; MEDEIROS et al., 2016). Enquanto as FOD ocupam áreas com chuvas regulares ao longo do ano, as FES ocorrem em locais que apresentam uma estação seca bem definida. Esta diferença no regime de chuvas em curtas distâncias ocorre principalmente devido a cadeia montanhosa da Serra do Mar, que intercepta boa parte da umidade vinda do oceano e precipita nas encostas voltadas para sul, enquanto regiões voltadas para norte e noroeste recebem menos umidade. Estas diferenças ambientais ocasionam na distinção da composição de espécies entre estes tipos de floresta (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Contudo, FES e FOD apresentam muitos elementos florísticos compartilhados e similaridade em sua estrutura florestal (estratos, densidade e formas de vida). Entretanto, a abundância de espécies decíduas e de indivíduos da família botânica Fabaceae ganham destaque nas FES, como *Anadenanthera colubrina* (Vell.), *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr., *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth. e *Plathymentia reticulata* Benth.

Na região costeira do estado, sobre as planícies arenosas com influência marinha, são observados diversos tipos de vegetação de Restinga. Essas formações vegetais ocorrem nas praias, cordões arenosos, depressões entre-cordões, dunas e margens de lagunas (IBGE, 2012). As Restingas ocorrem em todo litoral do Estado do Rio de Janeiro de forma descontínua,

entretanto, trechos mais representativos são observados na Restinga da Marambaia, Restinga de Jurubatiba, Região dos Lagos e Nordeste fluminense.

As formações vegetais das Restingas são consideradas comunidades edáficas por dependerem mais da condição do substrato que do clima (SCARANO, 2002; ROCHA et al., 2004; MENEZES et al., 2005). Nesses ambientes reside um mosaico de vegetação adaptada às condições ambientais mais restritivas. Os diferentes tipos de vegetação que ocorrem nas restingas fluminenses variam desde formações herbáceas à arbustivas - abertas ou fechadas - e florestas, cujo dossel varia em altura, geralmente não ultrapassando os 20 m. Em formações de restinga arbustiva e florestada podem ser encontrados cerca de 2.000 a 4.000 indivíduos / ha (SÁ; ARAÚJO, 2009), a maior densidade de indivíduos dentre as fitofisionomias do estado. As diferenças estruturais e florísticas das fisionomias de Restinga ocorrem, basicamente, em função da proximidade do mar, influência da salinidade, das características físicas e químicas do solo, e ainda da periodicidade de inundação (ROCHA et al., 2004; MENEZES et al., 2005; SÁ; ARAÚJO, 2009; ASSIS et al., 2011; MAGNAGO et al., 2013).

No geral, as formações vegetais de Restinga apresentam um aspecto xeromórfico com ervas, arbustos e árvores com folhas coriáceas e cerosas. As espécies com hábitos arbustivos e arbóreos apresentam troncos muito ramificados e tortuosos, copas ralas e deformadas devido à abrasão das partículas arenosas e salinas carregadas pelos ventos intensos (ARAÚJO et al., 2004; MENEZES; ARAÚJO, 2005; IBGE, 2012). Quanto aos aspectos edáficos, o acúmulo e decomposição de serapilheira variam conforme a fitofisionomia de restinga (PEREIRA et al., 2012; CAMARA et al., 2018). Em FR a serapilheira é espessa e heterogênea (PEREIRA et al., 2012; CAMARA et al., 2018) enquanto em formações arbustivas-herbáceas se apresentam esparsas concentradas nas moitas de vegetação (CARVALHO et al., 2014). Devido as classes de solos arenosos - Neossolo Quartzarênico - e composição resistente do material vegetal, as taxas de decomposição da serapilheira destes ambientes, em geral são lentas.

1.6.4 Efeito da composição florística, riqueza, diversidade de espécies arbóreas e das variáveis ambientais nos estoques de biomassa

Nas florestas tropicais, a composição florística, a riqueza e diversidade de espécies arbóreas desempenham um importante papel na determinação de funções ecossistêmicas vitais como a

biomassa viva acima do solo. De maneira geral, é observado que o estoque de biomassa tende a aumentar com maior riqueza, diversidade e com composição mais distinta (TILMAN et al., 1996; CAVANAUGH et al., 2014; POORTER et al., 2015; COELHO DE SOUZA et al., 2019) e que a perda de diversidade afeta de maneira negativa estes estoques (CARDINALE et al., 2012). Os dois principais mecanismos propostos para explicar o efeito desse aumento da biodiversidade na biomassa são a complementariedade de nicho e o efeito de seleção. A complementariedade de nicho assume que grupos mais diversos de espécies possuem uma maior variedade de características funcionais e podem utilizar recursos distintos e de maneira mais eficiente devido a menor competição (CARDINALE et al., 2007; TILMAN et al., 2014), aumentando a produtividade da floresta e conseqüentemente a biomassa estocada nestas áreas. Em contrapartida, o efeito de seleção sugere que a presença de espécies altamente produtivas controla o funcionamento dos ecossistemas e conseqüentemente o estoque de biomassa. Esse mecanismo parte da premissa de que espécies mais produtivas tem uma maior probabilidade e tendem a ser encontradas com maior frequência em comunidades com alta riqueza e diversidade (LOREAU; HECTOR, 2001). Ambos os mecanismos subjacentes, a complementariedade de nicho e o efeito de seleção, podem atuar simultaneamente.

Além da composição florística, da riqueza e da diversidade, variações edáficas (textura e fertilidade) e climáticas (precipitação e temperatura), desempenham um importante papel na biomassa acima do solo. Estas variações podem ser percebidas tanto em escala de paisagem, quanto em largas escalas espaciais. O efeito dos solos foi investigado e constatado em relação aos estoques de biomassa e carbono em regiões tropicais (PAOLI et al., 2008; BARALOTO et al., 2011; ROITMAN et al., 2018). Por exemplo, na Amazônia, foi verificada a diminuição dos estoques de biomassa com o aumento da fertilidade do solo em diferentes escalas geográficas (BARALOTO et al., 2011; QUESADA et al., 2012). Na região do Cerrado no Brasil Central, os teores de argila e areia apresentam efeitos significativos sobre a variação do estoque de biomassa aérea (ROITMAN et al., 2018). Como consenso, diferentes evidências apontam que os atributos químicos e físicos do solo são importantes preditores dos estoques florestais e podem aprimorar essas estimativas em escalas geográficas (CONORADO et al., 2009; QUESADA et al., 2012; TUOMISTO et al., 2016; MOULATLET et al., 2017; ROITMAN et al., 2018).

Outro importante gradiente ambiental está associado às condições climáticas. As diferenças na diversidade e distribuição de espécies são amplamente determinadas pelo gradiente de

precipitação, com um maior número de espécies e uma maior diversidade (TER STEEGE et al., 2003; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017) e maiores estoques de biomassa em florestas mais úmidas em relação a florestas mais secas, que apresentam um maior déficit hídrico (MALHI et al., 2006; BARALOTO et al., 2011). Além disso, um terceiro grande eixo de variação na composição florística e na estrutura florestal é o gradiente de temperatura (GIRARDIN et al., 2013; MALHI et al., 2017). Em particular, em florestas tropicais, um maior estoque de biomassa está associado a temperaturas mais amenas, enquanto áreas de temperatura mais elevadas apresentam um menor estoque (SULLIVAN et al., 2020).

No Estado do Rio de Janeiro, o gradiente de fertilidade dos solos ao longo do estado é um importante fator de variação nas comunidades arbóreas e da biomassa. Na região serrana do estado, predominam florestas ombrófilas de grande porte, que crescem em solos mais ricos em nutrientes (NETO et al., 2023), enquanto na região costeira do estado, ocorrem as florestas de restinga, sobre solos pobres em nutrientes, que possuem menor diversidade de espécies e menor estoque de biomassa. As formações vegetais das Restingas são classificadas como comunidades edáficas, pois dependem mais das condições do substrato do que do clima (SCARANO, 2002; ROCHA et al., 2004; MENEZES et al., 2005). O gradiente ambiental de clima também é notável ao longo do estado, com áreas de alta pluviosidade, principalmente na região serrana do estado, onde predominam as florestas ombrófilas, transicionando para florestas semidecíduas nas vertentes mais secas das montanhas da região centro sul e no noroeste do estado, até florestas decíduas com elevadas temperaturas e alta sazonalidade de precipitação, que ocorrem pontualmente e no nordeste do estado, próximo a região costeira. Esta transição de fitofisionomias influenciada por condições climáticas está relacionada à constituição de diferentes composições de espécies (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), no entanto a variação de estrutura e biomassa entre estas fitofisionomias é mais sutil.

É importante destacar que as variáveis climáticas, incluindo a precipitação e a temperatura, estão facilmente disponíveis com uma resolução de 1 km (por exemplo, WorldClim – Fick; Hijmans, 2017) e têm sido amplamente utilizadas para investigar o efeito das variáveis ambientais na composição, riqueza e diversidade de espécies (TER STEEGE et al., 2006; GIRARDINI et al., 2013; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017), na biomassa e carbono estocados (QUESADA et al., 2012; POORTER et al., 2015; SULLIVAN et al., 2020). No entanto, a investigação do efeito de propriedades edáficas continua a ser um grande desafio em

função da escala espacial que os mapas de solos disponíveis operam (conforme revisto em MOULATLET et al., 2017). Atualmente, os mapas de solos mais utilizados são a base de dados Harmonizada do Solo Mundial (NACHTERGAELE et al., 2012) e o mapa Soil Grid (HENGL et al., 2017), que têm resoluções espaciais de 1 km e 250 m, respectivamente. No entanto, ao contrário dos dados climáticos que podem ser mais facilmente interpolados, as propriedades do solo não são contínuas no espaço e variam a pequenas escalas espaciais de 0,1 - 1 km, limitando a precisão espacial destes mapas.

Uma limitação adicional ao uso de mapas de solo em grande escala são as variáveis que estão disponíveis para serem usadas como um substituto para a fertilidade do solo (LLOYD; VEENENDAAL, 2016; MOULATLET et al., 2017). Em particular, o Soil Grid fornece a capacidade de troca catiônica (CTC) como um indicador da fertilidade do solo. A CTC combina informações sobre as concentrações de diferentes cátions do solo (por exemplo, cálcio, magnésio, potássio e alumínio) num único índice e não fornece informações sobre nutrientes específicos do solo. Como a CTC inclui a contribuição de íons de alumínio potencialmente tóxicos, não fornece uma variável ecologicamente relevante para inferir a fertilidade do solo nas florestas tropicais (LLOYD; VEENENDAAL, 2016; MOULATLET et al., 2017). Além disso, vários estudos mostraram que o fósforo é a propriedade edáfica mais relevante associada ao funcionamento do ecossistema (ARAGÃO et al., 2009; CLEVELAND et al., 2011; MERCADO et al., 2011; QUESADA et al., 2012) e o fósforo do solo não está disponível em nenhum dos mapas digitais de grande escala. Embora as variáveis edáficas em escala local sejam difíceis de coletar, as propriedades do solo ecologicamente relevantes são difíceis de estimar sem medições locais.

Em escalas locais, as variações de clima são mais sutis e os solos desempenham um papel crucial na produtividade devido à disponibilidade de nutrientes e retenção hídrica, expressa pela textura. Em contraste, em grandes escalas, embora os solos continuem a desempenhar um papel importante na produtividade, o clima apresenta uma maior amplitude de variação, podendo ter um efeito mais forte no estabelecimento das espécies e consequentemente na capacidade destas de remover e estocar carbono em sua biomassa. O efeito da composição, riqueza e diversidade de espécies na biomassa arbórea acima do solo, também tende a variar em função da escala espacial. De maneira geral, em menores escalas, a composição, riqueza e diversidade têm um efeito mais forte na biomassa quando comparado a maiores escalas. Por exemplo, em florestas tropicais, o efeito positivo e significativo da riqueza e diversidade na biomassa é preponderante em finas

(parcelas de 0,1 e 0,04 ha) escalas espaciais (POORTER et al., 2015; SULLIVAN et al., 2017). No entanto, resultados em largas escalas espaciais e mais relevantes para tomada de decisões voltadas a estratégias de conservação são menos claro, com alguns estudos apresentando resultados positivos e significativos (CAVANAUGH et al., 2014; POORTER et al., 2015; BORDIN et al., 2023), enquanto outros não evidenciam relação significativa (CHILSON et al., 2013; SULLIVAN et al., 2017).

1.7 Referências bibliográficas

ARAGÃO L. et al. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences*, v. 6, p. 2759-2778, 2009.

ARAÚJO, D.S.D.; PEREIRA, M.C.A.; PIMENTEL, M.C. Flora e estrutura de comunidades no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba - Síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a formação aberta de *Clusia*. In: C. F. D. ROCHA; F. A. ESTEVES; F. R. SCARANO. (Org.). Pesquisa de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. São Carlos: RiMa, p. 59-76, 2004.

ARAÚJO, T.M., HIGUCHI, N.; CARVALHO, J.A. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. *Forest Ecology Management*, v. 117, n. 1-3, p. 43-52, 1999.

ASNER G.P., POWELL G.V.N., MASCARO J. et al. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 107, 16738–16742, 2010.

ASSIS, M. A.; PRATA, E. M. B.; PEDRONI, F. Florestas de restinga e de terras baixas na planície costeira do sudeste do Brasil: vegetação e heterogeneidade ambiental. *Biota Neotropica*, v. 11, n. 2, p. 103-121, 2011.

BAKER T.R., PHILLIPS O.L., MALHI Y. et al. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10, 545–562, 2004.

BARALOTO, C.; RABAUD, S.; MOLTO, Q.; BLANC, L.; FORTUNEL, C.; HÉRAULT, B.; DÁVILA, N.; MESONES, I.; RIOS, M.; VALDERRAMA, E.; FINE, P.V.A. Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests. *Global Change Biology*, v. 17, p. 2677-2688, 2011.

BEER, C. et al. Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. *Science*, v. 329, n. 834, 2010.

BORDIN, K. M., ESQUIVEL-MUELBERT, A., KLIPPEL, J., PICOLOTTO, R. C., BERGAMIN, R. S., SILVA, A. C., HIGUCHI, P., CAPELLESSO, E.S., MARQUES, M.C.M., SOUZA, A.F., MÜLLER, S. C. No relationship between biodiversity and forest carbon sink across the subtropical Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 21, n. 2, p. 112-120, 2023.

BRANDÃO Jr., A., BARRETO, P. Emissões de GEE do setor de Mudança de Uso da Terra. Belém: Imazon, 54p., 2016.

BROWN, S. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. Rome: FAO, 55p., 1997.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science*, Lawrence, v. 35, p. 881-902, 1989.

BURGER, D.M., DELITTI, W.B.C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 8, n. 4, 2008.

BURGER, D.M., DELITTI, W.B.C. Modelos preditores da fitomassa aérea da Floresta Baixa de Restinga. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 33, n.1, p.143-153, 2010.

BUSCARDO, E.; NARDOTO, G.; LUIZAO, F.; PIEDADE, M.T.F.; SCHONGART, J.; WITTMANN, F.; DOUGHTY, C.; QUESADA, C.A.; NAGY, L. (2016) The biogeochemistry of the main forest vegetation types in Amazonia. In: NAGY, L.; FORSBERG, B.R.; ARTAXO, P. (Eds.) Interactions between biosphere, atmosphere and human land use in the Amazon basin: Ecological Studies, v. 227. Berlin: Springer, 447p, 2016.

CAMARA, R.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T.; SEGALL, A. B.; CASTRO, J. S. R. Litter Dynamics in a Forest Dune at Restinga da Marambaia, RJ, Brazil. *Floram*, v. 25, 2018.

CARDINALE, B.J.; WRIGHT, J.P.; CADOTTE, M.W.; CARROLL, I.T.; HECTOR, A.; SRIVASTAVA, D.S.; LOREAU, M.; WEIS, J.J. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *PNAS*, 104, 18123-18128, 2007.

CARVALHO, D. C.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T. Aporte de biomassa e nutrientes por *Allagoptera arenaria* na Restinga da Marambaia, Rio de Janeiro, RJ. *FLORESTA*, Curitiba, PR, v. 44, n. 3, p. 349 - 358, 2014.

CASTILHO, C.V., MAGNUSSON, W.E., ARAUJO, R.N.O., LUIZÃO, R.C.C., LIMA, A.P., HIGUCHI, N. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology Management*, v. 234, n. 1-3, p. 85-96, 2006.

CAVANAUGH, K.C.; GOSNELL, J.S.; DAVIS, S.L.; AHUMADA, J.; BOUNDJA, P.; CLARK, D.B.; MUGERWA, B.; JANSEN, P.A.; O'BRIEN, T.G.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; VASQUEZ, R.; ANDELMAN, S. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. *Global Ecology and Biogeography* 23, p. 563-573, 2014.

CHAMBERS, J.Q.; SANTOS, J; RIBEIRO, R.J.; HIGUCHI, N. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon. *Forest Ecology Management*, v. 152, n. 1-3, p. 73-84, 2001.

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.

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*, Berlin, v. 145, p. 87-99, 2005.

- CHISHOLM, R.A. et al. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. *Journal of Ecology* 101, p. 1214-1224, 2013.
- CLEVELAND, C.C., TOWNSEND, A.R., TAYLOR, P., ALVAREZ-CLARE, S., BUSTAMANTE, M.M., CHUYONG, G., DOBROWSKI, S.Z., GRIERSON, P., HARMS, K.E., HOULTON, B.Z., MARKLEIN, A., PARTON, W., PORDER, S., REED, S.C., SIERRA, C.A., SILVER, W.L., TANNER, E.V., WIEDER, W.R. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology letters*, v. 14, p. 939-47. 2011.
- COELHO DE SOUZA, F. et al. Evolutionary diversity is associated with wood productivity in Amazonian forests. *Nature - Ecology & Evolution* 3, p. 1754-1761, 2019.
- COELHO DE SOUZA, F. et al. Evolutionary heritage influences Amazon tree ecology. *Proceedings. Biological sciences*, v. 283, n. 1844, 2016.
- COELHO, M. A. N.; BAUMGRATZ, J. F. A.; LOBÃO, A. Q.; SYLVESTRE, L. S.; TROVÓ, M.; SILVA, L. A. E. Flora of Rio de Janeiro state: an overview of Atlantic Forest diversity. *Rodriguésia*, v. 68, p. 1-11, 2017.
- CORONADO E.N.H. et al. Multi-scale comparisons of tree composition in Amazonian terra firme forests. *Biogeosciences*, v. 6, p. 2719-2731, 2009.
- ESQUIVEL-MUELBERT, A. et al. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. *Ecography*, v. 40, n. 5, p. 618–629, 2017.
- FEARNSIDE, P. M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 90, n. 1-3, p. 59-87, 1997.
- FELDPAUSCH, T.R. et al. Tree height integrated into pantropical biomass forest estimates. *Biogeosciences*, v. 9, p. 3381–3403, 2012.
- FICK, S. E.; HIJMANS, R. J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37, 4302–4315, <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- FIGUEIREDO, L. T. M. D.; SOARES, C. P. B.; SOUSA, A. L. D.; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. D. Dinâmica Do Estoque De Carbono Em Fuste De Árvores De Uma Floresta Estacional Semidecidual. *Cerne*, v. 21, n. 1, p. 161–167, 2015.
- FUJIMOTO, T.; KITA, K.; UCHIYAMA, K.; KUROMARU, M.; AKUTSU, H.; ODA, K. Age trends in the genetic parameters of wood density and the relationship with growth rates in hybrid larch (*Larix gmelinii* var. *japonica* L. *kaempferi*) F1. *Journal of Forest Research*, v. 11, n. 3, p. 157-163, 2006.
- GIRARDIN, C.A.J. et al. Productivity and carbon allocation in a tropical montane cloud forest in the Peruvian Andes. *Plant Ecology & Diversity*, v. 7, p. 107-123, 2013.
- GOODMAN, R. C.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R. The importance of crown dimensions to improve tropical tree biomass estimates. *Ecological Applications*, v. 24, n.4, 680-698, 2014.
- GUPTA, J. A. History of international climate change policy. *Climate Change*, v. 1, n. 5, p. 636-653, 2010.
- HENGL, T., et al. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning.

HIGUCHI, N.; SUWA, R.; HIGUCHI, F.G.; LIMA, A. J.N.; SANTOS, J.; NOGUCHI, H.; KAJIMOTO, T.; ISHIZUKA, M. Overview of Forest Carbon Stocks Study in Amazonas State, Brazil. In: NAGY, L.; FORSBERG, B.R.; ARTAXO, P. (Eds.) *Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin: Ecological Studies*, v. 227. Berlin: Springer, 447p, 2016.

NACHTERGAELE, F., van VELTHUIZEN, H., VERELST, L., WIBERG, D., HENRY, M., CHIOZZA, F., YIGINI, Y. *Harmonized World Soil Database (version 2.0)*. FAO and IIASA: Roma e Luxemburgo, 61p., 2023.

HIGUCHI, N.; CHAMBERS, J.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.J.; PINTO, A. C. M.; SILVA, R. M.; TRIBUZY, E. S. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. *Floresta*, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 295-304, 2004.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.J.; MINETTE L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. *Acta Amazonica* v.28, n. 2, p. 153-166, 1998.

HULTINE, K.R.; KOEPKE, D.F.; POCKMAN, W.T.; FRAVOLINI, A.; SPERRY, J.S.; WILLIAMS, D.G. Influence of soil texture on hydraulic properties and water relations of a dominant warm-desert phreatophyte. *Tree physiology*, v. 26, n. 3, p. 313-323, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. 2ª ed. revisada e ampliada. p. 271, 2012.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Core Writing Team, H. Lee and J. Romero Eds.)*. IPCC, Geneva, Switzerland, 184p., 2023.

JIMENEZ-MUNOZ, J.C., MATTAR, C., BARICHIVICH, J., SANTAMARIA-ARTIGAS, A., TAKAHASHI, K., MALHI, Y., SOBRINO, J.A., SCHRIER G. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Nino 2015-2016. *Scientific reports*, v. 6, n. 33130, 2016.

LIMA, R. A.; OLIVEIRA, A. A.; PITTA, G. R.; GASPER, A. L.; VIBRANS, A. C.; CHAVE, J.; TER STEEGE, H.; PRADO, P. I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Nature communications*, v. 11, p. 1–16, 2020.

LLOYD, J., VEENENDAAL, E.M. Are fire mediated feedbacks burning out of control? *Biogeosciences Discussions*, v. 2016, p. 1-20, 2016.

LOREAU, M.; HECTOR, A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, v. 412, p. 72-76, 2001.

MAGNABOSCO MARRA, D.; HIGUCHI, N.; TRUMBORE, S. E.; RIBEIRO, G. H.; DOS

- SANTOS, J.; CARNEIRO, V.; LIMA, A. J. N.; CHAMBERS, J. Q.; NEGRÓN-JUÁREZ, R. I.; HOLZWARTH, F.; REU, B.; WIRTH, C. Predicting biomass of hyperdiverse and structurally complex central Amazonian forests - A virtual approach using extensive field data. *Biogeosciences*, v. 13, n. 5, p. 1553–1570, 2016.
- MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; NERI, A. V. Structure and diversity of restingas along a flood gradient in southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 27, p. 801-809, 2013.
- MAIA, V.A.; SOUZA, C.R.; AGUIAR-CAMPOS, N.; FAGUNDES, N.C.A.; SANTOS, A.B.M.; PAULA, G.G.P.; SANTOS, P.F.; SILVA, W.B.; MENINO, G.C.O.; SANTOS, R.M. 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.
- MALHI, Y.; WRIGHT, J. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. *Royal Society*, v. 359, n. 1443, p. 311 – 329, 2004.
- MALHI, Y. et al. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, 12, n. 7, p. 1107-1138, 2006.
- MALHI Y. et al. The variation of productivity and its allocation along a tropical elevation gradient: a whole carbon budget perspective. *The New phytologist*, v. 214, p. 1019-1032, 2017.
- MALHI, Y. et al. The Global Ecosystems Monitoring network: Monitoring ecosystem productivity and carbon cycling across the tropics. *Biological Conservation*, v. 253, n. 108889 , p. 1–14, 2021.
- MEDEIROS, A. S.; PEREIRA, M. G.; BRAZ, D. M. Estrutura e Conservação de um Trecho de Floresta Estacional em Piraí, RJ. *Floram*, v. 23, p. 330-339, 2016.
- MENEZES, L. F. T; PEIXOTO, A. L.; ARAÚJO, D. S. D. História Natural da Marambaia. Seropédica: Editora da Universidade Rural, 288p., 2005.
- MERCADO, L.M., PATINO, S., DOMINGUES, T.F., FYLLAS, N.M., WEEDON, G.P., SITCH, S., QUESADA, C.A., PHILLIPS, O.L., ARAGAO, L.E., MALHI, Y., DOLMAN, A.J., RESTREPO-COUBE, N., SALESKA, S.R., BAKER, T.R., ALMEIDA, S., HIGUCHI, N., LLOYD J. Variations in Amazon forest productivity correlated with foliar nutrients and modelled rates of photosynthetic carbon supply. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, v. 366, p. 3316-29, 2011.
- METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.
- MIRANDA, D.L.C.; MELO, A.C.G.; SANQUETTA, C.R. Equações alométricas para estimativa de biomassa e carbono em árvores de reflorestamentos de restauração. *Revista Árvore*, v. 35, p. 679-689, 2011.
- MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots Revisited. *Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Conservation International, 392 p., 2005.
- MOREIRA-BURGER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 8, n. 4,

2008.

MOREIRA-BURGER, D.; DELITTI, W.B.C. Modelos preditores da fitomassa aérea da Floresta Baixa de Restinga. *Brazilian Journal of Botany*, v. 33, p. 142-153, 2010.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, v. 32, n. 4, p. 786-792, 2000.

MOULATLET, G.M.; ZUQUIM, G.; FIGUEIREDO, F.O.G.; LEHTONEN, S.; EMILIO, T.; RUOKOLAINEN, K.; TUOMISTO, H. Using digital soil maps to infer edaphic affinities of plant species in Amazonia: Problems and prospects. *Ecology and evolution*, v. 7, p. 8463-8477, 2017.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853–858, 2000.

NELSON, B.W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J.L.G.; GARCIA AQUINO DE SOUZA, S.; TEIXEIRA BATISTA, G.; BOVINO COUTO, L. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology Management*, v. 17, p. 149–167, 1999.

NOGUEIRA, L.R. et al. Allometric equations for estimating tree biomass in restored mixed-species Atlantic Forest stands. *Biota Neotropica*, v. 14, n. 2, p. e20130084, 2014.

NOGUEIRA, E. M. et al. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. *Global Change Biology*, v. 21, n. 3, p. 1271–1292, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* v. 32, n. 4, p. 793-810, 2000.

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

PAOLI, G.D.; CURRAN, L.M.; SLIK, J.W.F. Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. *Oecologia* v. 155, p. 287–299, 2008.

PEREIRA, M. G.; SILVA, A. N.; PAULA, R. R. ; MENEZES, L. F. T. Aporte e decomposição do folheto em floresta periodicamente inundável na Restinga da Marambaia, RJ. *Ciência Florestal (UFESM. Impresso)*, v. 22, p. 59-67, 2012.

PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NUNEZ, P.V.; VASQUEZ, R.M.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. *Science*, v. 282, n. 5388, p. 439-442, 1998.

POLEY, L. G.; MCDERMID, G. J. A Systematic Review of the Factors Influencing the Estimation of Vegetation Aboveground Biomass Using Unmanned Aerial Systems. *Remote Sensing*, v. 12, n. 1052, 2020.

POORTER, L. et al. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, v. 24, p. 1314-1328, 2015.

POTENZA, R. F. et al. Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as

metas climáticas do Brasil 1970-2021. Observatório do clima, 2023. Disponível em: <https://www.oc.eco.br/wp-content/uploads/2023/03/SEEG-10-anos-v4.pdf>

PRATES, A. P.; SOUZA, N. O. M. Panorama geral das áreas protegidas no Brasil: desafios para o cumprimento da Meta 11 de Aichi. In: BENSUSAN, N.; PRATES, A. P.(Org.) A diversidade cabe na Unidade?: áreas protegidas no Brasil. Brasília: IEB, 736p, 2014.

QUESADA, C. A. et al. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, v. 9, n. 6, p. 2203–2246, 2012.

REZENDE, A. V.; VALE, A. T.; SANQUETTA, C. R.; FIGUEIREDO FILHO, A.; FELFILI, J. M. Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado sensu stricto em Brasília, DF. *Scientia Forestalis*, n. 71, p. 65-76, 2006.

ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. Pesquisa de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. 1. ed. Rio de Janeiro: RiMA Editora, 2004, 376p.

ROITMAN, I.; BUSTAMANTE, M. M.; HAIDAR, R. F.; SHIMBO, J. Z.; ABDALA, G. C.; EITEN, G.; FAGG,C.W.; FELFILI,M.C.; FELFILI, J.M.; JACOBSON, T.K.B.; LINDOSO, G.S.; KELLER,M.; LENZA,E.; MIRANDA, S.C.; PINTO, J.R.R.; RODRIGUES,A.A.; DELITTI, W.B.C.; ROITMAN, P.; SAMPAIO, J.M. 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.

ROSETTE, J.; SUÁREZ, J.; NELSON, R.; LOS, S.; COOK, B.; NORTH, P. Lidar Remote Sensing for Biomass Assessment. *Remote Sensing of Biomass – Principles and Applications*, p. 4-26, 2012.

SÁ C. F. C.; ARAÚJO D. S. D. Estrutura e florística de uma floresta de restinga em Ipitangas, Saquarema, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, v. 60, n. 1, p. 147-170, 2009.

SAATCHI, S. S., HARRIS, N. L., BROWN, S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 108, p: 9899–9904, 2011.

SALIMON, C. I.; PUTZ, F. E.; MENEZES-FILHO, L.; ANDERSON, A.; SILVEIRA, M.; BROWN, I. F.; OLIVEIRA, L. C. Estimating state-wide biomass carbon stocks for a REDD plan in Acre, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 262, p. 555–560, 2011.

SAMPAIO; SILVA. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta Botanica Brasilica*, v. 19, p. 935–943, 2005.

SCARANO, F. R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Annals of Botany*, v. 90, p. 517-524, 2002.

SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI-JÚNIOR, F. W. Equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fisionomias da flora nativa. Lavras: Editora UFLA, 216p., 2008.

SECRETARIA DE ESTADO DO AMBIENTE - SEA. Livro Vermelho da Flora Endêmica do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 456 p., 2018.

SFB - Serviço Florestal Brasileiro. Inventário Florestal Nacional: Rio de Janeiro – principais resultados. MMA, Brasília, DF, 2018.

SLIK, J.W.F. et al. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global ecology and biogeography*, v. 22, n. 12, p. 1261-1271, 2013.

SOARES, M. L. G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Above-ground biomass of mangrove species. I. Analysis of models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 65, p. 1–18, 2005.

SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, MUUKKONEN, P.; LEHTONEN A.; WEISS, P. Indirect methods of large forest biomass estimation. *Europe Journal Forest Research*, v. 126, n. 2, p. 197-207, 2006.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica período 2019-2020. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2022. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/iniciativas/atlas-da-mata-atlantica>.

SOUZA, A. L.; BOINA, A.; SOARES, C. P. B.; VITAL, B. R.; GASPAR, R.O.; LANA, J. M. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em floresta estacional semidecidual. *Revista Árvore*, v. 36, n. 1, p. 169–179, 2012b.

SOUZA, C. R. D.; AZEVEDO, C. P. D.; ROSSI, L. M. B.; SILVA, K. E. D.; SANTOS, J. D.; HIGUCHI, N. Dinâmica e estoque de carbono em floresta primária na região de Manaus/AM. *Acta Amazonica*, v. 42, n. 4, p. 501–506, 2012a.

SULLIVAN M.J. et al. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific reports*, v. 7, p. 39102, 2017.

SULLIVAN M.J. et al. Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. *Science*, v. 368, p. 869-874, 2020.

TASHI, S.; KEITEL, C.; SINGH, B.; ADAMS, M. Allometric equations for biomass and carbon stocks of forests along an altitudinal gradient in the eastern Himalayas. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, v. 90, n. 3, p. 445–454, 2017.

TER STEEGE, H. et al. A spatial model of tree alpha-diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity and Conservation*, v. 12, p. 2255-2277, 2003.

TER STEEGE, H. et al. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*, v. 443, n. 7110, p. 444–447, 2006.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A.R. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In: *International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring. Extension Serie Taiwan Forestry Research Institute* n. 15, p. 98-115, 2002.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J.M. Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 45, p. 471-493, 2014.

TILMAN, D.; REICH, P.B.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T. LEHMAN, C. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, v. 294, p. 843-845, 2001.

TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, v. 379, p. 718-720, 1996.

TUOMISTO, H. et al. Linking floristic patterns with soil heterogeneity and satellite imagery in

Ecuadorian Amazonia. *Ecological Applications*, v. 13, n. 2, p. 352–371, 2003.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E. A. S. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, Oxford, GB, v.76, p. 663-681, 1988.

UNEP - United Nations Environment Programme. Executive summary. In *Emissions Gap Report 2023: Broken Record – Temperatures hit new highs, yet world fails to cut emissions (again)*. Nairobi. 2023. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/43922;jsessionid=00BCC69B3A6EA5030C86A5C019617509>.

UNTERSTELL, N.; MARTINS, N. NDC do Brasil: Avaliação da atualização submetida à UNFCCC em 2022. Nota Técnica. Rio de Janeiro, Brasil. TALANOA, 2022. Disponível em: www.institutotalanoa.org/documentos.

VIBRANS, A. C. et al. Generic and specific stem volume models for three subtropical forest types in southern Brazil. *Annals of Forest Science*, v. 72, n. 6, p. 865–874, 2015.

VIEIRA et al. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, v. 8, n.2, p. 21-29, 2008.

YERGIN, D. A busca: Energia, segurança e a reconstrução do mundo moderno. Rio de Janeiro: Intrínseca, 864p., 2014.

2 CAPÍTULO II – ARTIGO 1: BIOMASS EQUATIONS AND CARBON STOCK ESTIMATES FOR THE SOUTHEASTERN BRAZILIAN ATLANTIC FLOREST

**Artigo publicado em 06 de setembro de 2024
Revista: Forests**

Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f150915608>

Article

Biomass Equations and Carbon Stock Estimates for the Southeastern Brazilian Atlantic Forest

Tatiana Dias Gaii ^{1,*}, Vinicius Costa Cysneiros ², Fernanda Coelho de Souza ³, Hallefy Junio de Souza ¹, Telmo Borges Silveira Filho ⁴, Daniel Costa de Carvalho ¹, José Henrique Camargo Pace ¹, Graziela Baptista Vidaurre ⁵ and Eder Pereira Miguel ¹

¹ Department of Forestry, Campus Darcy Ribeiro, University of Brasilia, Brasilia 70910-900, Brazil; hallefyj.souza@gmail.com (H.J.d.S.); danielcostadecarvalho@gmail.com (D.C.d.C.); josehpace@gmail.com (J.H.C.P.); miguelederpereira@gmail.com (E.P.M.)

² Department of Agriculture, Biodiversity and Forests, Federal University of Santa Catarina, Campus Curitibanos, Curitibanos 89520-000, Brazil; vccysneiros.florestal@gmail.com

³ BeZero Carbon, London E1 6JE, UK; fernanda.coelho@bezercarbon.com

⁴ Department of Environmental Science, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica 23890-000, Brazil; telmoborges.florestal@gmail.com

⁵ Department of Forestry and Wood, Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro 29550-000, Brazil; grazividaurre@gmail.com

* Correspondence: tatiana.gaii@gmail.com

Abstract: Tropical forests play an important role in mitigating global climate change, emphasizing the need for reliable estimates of forest carbon stocks at regional and global scales. This is essential for effective carbon management, which involves strategies like emission reduction and enhanced carbon sequestration through forest restoration and conservation. However, reliable sample-based estimations of forest carbon stocks require accurate allometric equations, which are lacking for the rainforests of the Atlantic Forest Domain (AFD). In this study, we fitted biomass equations for the three main AFD forest types and accurately estimated the amount of carbon stored in their above-ground biomass (AGB) in Rio de Janeiro state, Brazil. Using non-destructive methods, we measured the total wood volume and wood density of 172 trees from the most abundant species in the main remnants of rainforest, semideciduous forest, and restinga forest in the state. The biomass and carbon stocks were estimated with tree-level data from 185 plots obtained in the National Forest Inventory conducted in Rio de Janeiro. Our locally developed allometric equations estimated the state's biomass stocks at $70.8 \pm 5.4 \text{ Mg ha}^{-1}$ and carbon stocks at $35.4 \pm 2.7 \text{ Mg ha}^{-1}$. Notably, our estimates were more accurate than those obtained using a widely applied pantropical allometric equation from the literature, which tended to overestimate biomass and carbon stocks. These findings can be used for establishing a baseline for monitoring carbon stocks in the Atlantic Forest, especially in the context of the growing voluntary carbon market, which demands more consistent and accurate carbon stock estimations.

Keywords: allometric equations; tropical forests; national forest inventory; non-destructive methods; aboveground biomass



Citation: Gaii, T.D.; Cysneiros, V.C.; de Souza, F.C.; de Souza, H.J.; Silveira Filho, T.B.; Carvalho, D.C.d.; Pace, J.H.C.; Vidaurre, G.B.; Miguel, E.P. Biomass Equations and Carbon Stock Estimates for the Southeastern Brazilian Atlantic Forest. *Forests* **2024**, *15*, 1568. <https://doi.org/10.3390/f15091568>

Received: 25 June 2024

Revised: 23 July 2024

Accepted: 31 July 2024

Published: 6 September 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

Tropical rainforests are crucial in regulating biogeochemical cycles, annually absorbing carbon equivalent to global anthropogenic emissions [1] and storing an order of magnitude greater [2]. However, these forests are under increasing anthropogenic pressure, such as land use and climate changes. In Brazil's Atlantic coastal zone, which is home to almost 70% of the population, intense anthropogenic pressure has led to extensive forest conversion. Presently, a mere ~10% of the original forest cover persists, fragmented into small remnants [3]. These fragments are heavily affected by edge effects and have lost

and continue to lose large amounts of biomass and biodiversity [4]. Currently, most remnants are isolated secondary forests at different successional stages [5]. As a result, the Atlantic Forest Domain (AFD) [6] is one of the most threatened biodiversity hotspots in the world [7]. AFD remnants are primarily located in protected areas, including conservation units and Permanent Preservation Areas designated for slope stability and water supply to mountainous megacities like Rio de Janeiro.

Although the AFD is widely recognized for its biological importance and role in climate change mitigation, little is known about its capacity to store and sequester carbon [8–10]. To establish a credible evidence base for formulating public policies targeting the continued maintenance of carbon storage and sequestration in the AFD, reliable estimates of stored carbon are needed. However, the AFD lacks specific allometric models for its main vegetation types [11], which limits the calculation of reliable estimates of carbon stocks and sequestration [12].

In tropical forests, equations that quantify forest biomass are usually produced through destructive methods, wherein selected trees are felled to facilitate measurement and weighing [13–16]. However, in threatened ecosystems protected by environmental legislation, such as those within the AFD, non-destructive methods are required to obtain the necessary data for fitting allometric equations [17]. A possible approach to estimating biomass stocks is applying pantropical allometric models using available data on tree diameter, height, and wood density [18]. Although widely used, this approach can result in substantial uncertainty [16], highlighting the need to develop local models that potentially produce more accurate and reliable estimates of biomass [19,20], especially in ecosystems that contain multiple vegetation types.

Developing local models to reliably estimate biomass and carbon stocks is particularly relevant in Rio de Janeiro state, where nearly 30% of its area is composed of AFD remnants in well-preserved conditions [21]. Moreover, locally developed equations may also enable the creation of financial mechanisms for compensating environmental conservation actions in the state, such as Payment for Environmental Services (PES) and Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+). These initiatives have been growing due to expansions in PES schemes and the voluntary carbon market. However, estimates of emission reductions and carbon removal are often overestimated in carbon market projects, which is likely attributable to the choice of the allometric equation [22]. The quantity and quality of carbon credits produced through REDD+ depend on the accuracy, or at the very least, the conservativeness of carbon estimates. At present, no such specific and locally calibrated allometric models exist for Rio de Janeiro state. Aiming to fill this gap, we produced allometric equations for the main AFD forest types, namely, rainforest, semideciduous forest, and restinga forest. We hypothesized that these forest-specific equations would produce more accurate biomass and carbon estimates than (1) a local-generic equation and (2) a pantropical equation. To test this, we applied a non-destructive method to take measurements along the stem and crown (i.e., diameter, height) of 172 standing trees in the three forest types and determined the basic wood density of samples collected at different tree heights. We then used these data for (i) fitting different allometric equations for each forest type, (ii) estimating total above-ground biomass and carbon stocks, and (iii) comparing the accuracy of the estimates using the pantropical, local-generic, and forest-specific allometric equations.

2. Material and Methods

2.1. Study Area

This study was conducted in the Rio de Janeiro state (Brazil), which has a total area of 43,782 km² and is completely within the Atlantic Forest Domain (AFD) [6]. To develop the allometric equations, we selected the three main forest types in the state: Rainforest (RAF), Semideciduous Forest (SF), and Restinga Forest (RF), which correspond to approximately 69%, 27%, and 2% of the state's native vegetation remnants [21]. These forest types occur under different environmental conditions at altitudes that vary between 5 and 900 m above

sea level. According to the Köppen climate classification, the climates vary from tropical (Af, Am, and Aw) to humid subtropical (Cfa, Cfb, Cwa, and Cwb), with a predominance of ‘tropical with dry winter’ (Aw) and ‘subtropical with hot summer’ (Cwa) climates [23]. The mean annual temperature varies between 12 and 24 °C, and the mean annual precipitation is between 1000 and 2000 mm [23]. The main geological formations in the state are associated with acidic rocks like granites, gneisses, and migmatites [24]. The weathering of these rocks or the degradation of their sediments results in Acrisols, Latosols, and Cambisols, which are commonly found throughout the state [24]. Soils were classified following the 2018 Brazilian Soil Classification System [25] and are equivalent to the World Reference Base for Soil Resources [26].

2.2. Experimental Design

To optimize the spatial distribution of sample trees for biomass determination, we selected 28 sampling sites in the main RAF, SF, and RF fragments in the state (Figure 1). These strategic sampling sites for biomass data collection were selected based on information obtained from the National Forest Inventory conducted in Rio de Janeiro state (NFI-RJ), including species composition, vegetation type classification, conservation state, accessibility to the fragment, and logistical support. Our inventory data to estimate carbon stocks included 185 widely distributed permanent plots (sampling unities) within forest cover from the NFI-RJ (Figure 1). To generate the location map, the Arcgis™ software (version 10.1, ESRI, Redlands, CA, USA) was used.

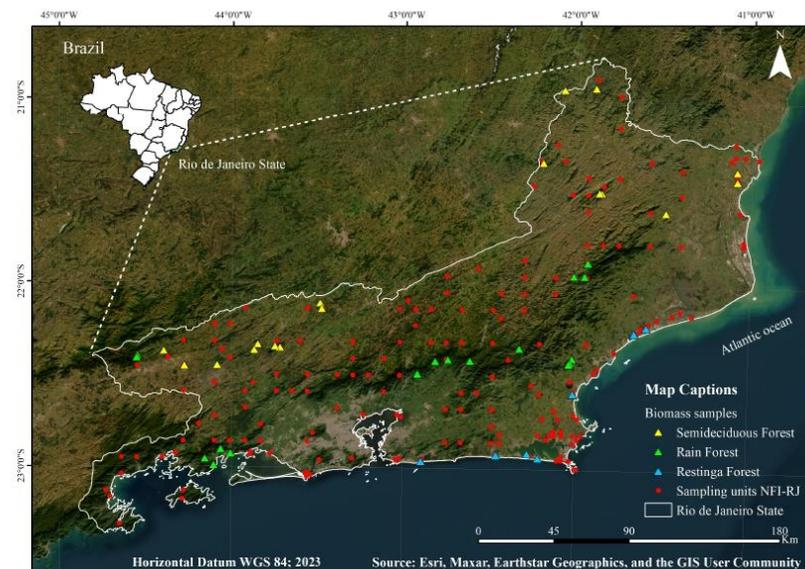


Figure 1. Geographic location of the sites where data were collected. Triangles represent sites where aboveground biomass data were collected: Rainforest (RAF; green triangles), Semideciduous Forest (SF; yellow triangles), and Restinga Forest (RF; blue triangles), in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro state (Brazil). Circles represent sampling units of the National Forest Inventory conducted in Rio de Janeiro (NFI-RJ; red dots). Data from the NFI-RJ were used to plan the biomass sampling design and estimate the total above-ground biomass stocks of the state’s forest cover.

2.3. Sampling for the Biomass Equation Fitting

To fit the biomass equations, we selected the most abundant species of each forest type (RAF, SF, and RF) as defined by a preliminary analysis of the NFI-RJ data. Tree selection for

biomass determination followed the negative exponential distribution, which commonly describes the diameter distribution of tropical and subtropical forest trees. In short, we collected for each species a higher number of samples from smaller diameter classes and a lower number of samples from larger diameter classes.

Botanical samples were collected from all trees and sent for identification and registration in the RBR Herbarium in the Department of Botany of the Federal Rural University of Rio de Janeiro. Wood samples measured for biomass determination were collected from 172 trees (61 species, 50 genera, and 24 plant families). From the total sample, 78 trees belonged to RAF, 57 to SF, and 37 to RF. The species were classified following the Angiosperm Phylogeny Group system [27] and the updated nomenclature was cross-checked in the Flora e Funga do Brasil database [28].

2.4. Non-Destructive Wood Volume Determination

A non-destructive method was used to climb trees and obtain wood volume without cutting the trees down. We employed tree climbing techniques with suitable equipment and telescopic ladders that were 8 m in height (Supplementary Information Figure S1; Figure 2), which did not cause any damage to the tree. From all sample trees, the following measurements were taken: diameter at breast height (DBH, measured 1.3 m above ground level), total tree height (Ht), stem height (Hs), and diameters along the stem (Di, at heights 0.3, 0.5, 1.0, 1.3, 2.0 m, and every 1.0 m until the last section of the stem). The diameters were obtained with a measuring tape and stem height with a self-retracting tape measure. Stem height was defined as the vertical length from the tree’s base to the point where significant branching begins, indicating the start of the crown.

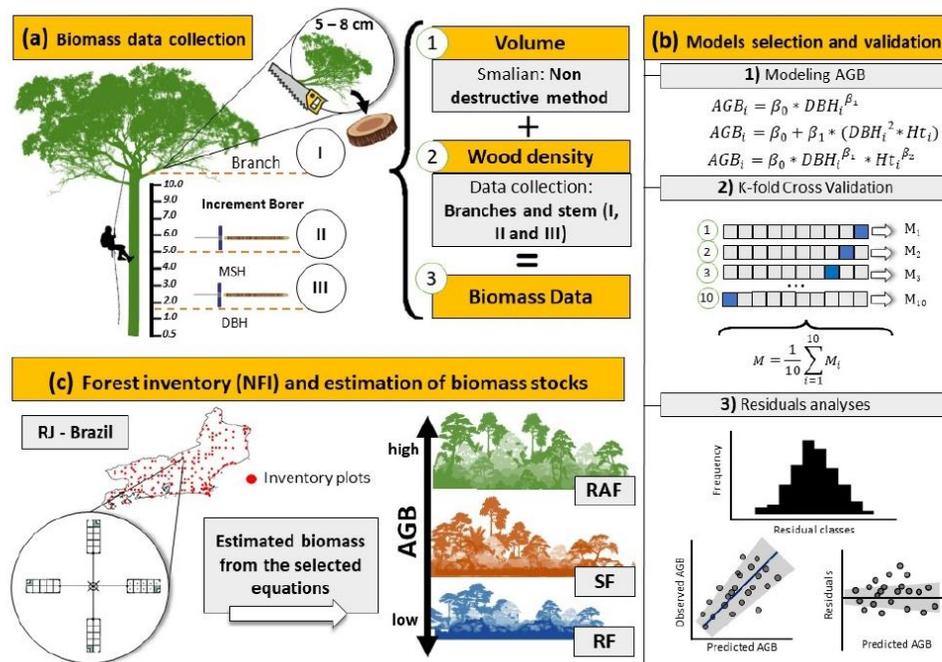


Figure 2. Conceptual diagram summarizing (a) data collection, (b) model selection and validation, and (c) biomass estimation for the entire Rio de Janeiro state. DBH = diameter at breast height, MSH = mid-stem height, AGB = predicted aboveground biomass (Mg), Ht = total tree height (m), RAF = Rainforest, SF = Semideciduous Forest, RF = Restinga Forest.

Tree crowns with varying architectures were also measured. Each branch was individually measured in 1-m sections until reaching a diameter of 5 cm. Beyond this point, the sections were considered as twigs. This minimum diameter value was determined for the sake of climbers' safety. Stem and branch volumes were obtained with Smalian's formula [29]. The sum of the section volumes (i.e., stem and crown) yielded the total volume of the tree.

2.5. Basic Wood Density and Carbon Content

To determine the basic wood density (WD) of the measured trees, we collected three wood samples at different heights in the tree (two from the stem and one from a branch) using a non-destructive method (Figure 2). From the trunk, we removed two wood cores from the bark to the pith with a 5-mm diameter wood increment corer (Haglöf Sweden, Långsele, Sweden). The first core was taken at breast height (BH, 1.3 m above the ground), and the second at mid-stem height (MSH). If a tree's reduced diameter did not allow for sample retrieval at MSH, the cores were taken at stem-base height (SBH, 50 cm above the ground) (Figure 2). The samples were collected at MSH using climbing techniques that were harmless to the trees (Supplementary Information—SI, Figure S1). The retrieval of stem wood cores was performed, whenever possible, in the North/South direction. To control post-collection damage to the tree, the wound was treated with Bordeaux mixture, and the hole caused by the extraction was sealed with a wooden cylinder and beeswax. Wood samples were also collected from thick branches (minimum 5 cm in diameter) to measure WD from the tree crowns (Figure 2).

The WD of each sample tree was obtained by averaging the three wood samples collected at different heights. The samples were sent to the Wood Quality Laboratory of the Federal University of Espírito Santo (UFES) for WD determination. Wood saturated volume was determined by immersing the samples in water, while wood dry mass was obtained with a precision scale after oven-drying the samples at 103 °C. The WD of each species was obtained by averaging all WD values sampled from that species with the formula: $WD = Bd/Vs$. Here, WD stands for basic wood density ($g\ cm^{-3}$), Bd for dry biomass (g), and Vs for saturated volume (cm^3). The carbon content was indirectly estimated by applying the conversion factor of 0.49 [30].

2.6. Sampling for Biomass Estimation (Forest Inventory)

To estimate the biomass stocks of Rio de Janeiro state, we used NFI-RJ data collected in sampling units located in natural forest areas (Figure 2). Each sampling unit was composed of four subunits of 20×50 m, subdivided into 10 subplots of 10×10 m [21]. These subunits were arranged in a cross shape pointing to the four cardinal directions (North, South, East, and West) and distanced 50 m from a central point. To sample the tree layer, the DBH, Ht, and Hs of all individuals with a $DBH \geq 10$ cm were recorded. In each sampling unit, at least one botanical voucher was collected from each recorded species. The plants were identified by a team of taxonomists from the Rio de Janeiro Botanic Garden—JBRJ.

The estimates of above-ground forest biomass for the Rio de Janeiro state were obtained with data from 185 sampling units (51.6 ha of sampled area): 68 sampling units in the RAF (19.1 ha), 63 in SF (16.8 ha), 22 in RF (7.1 ha), 19 in Mangrove Forests (MF, 5.7 ha), and 13 in Deciduous Forest (DF, 3.4 ha). Although each sampling unit had a fixed area of $4000\ m^2$, many had to be partially sampled due to natural and anthropogenic conditions, such as rock outcrops and deforested portions of land. Using the field-based land cover classification of each $10\ m \times 10\ m$ sub-plot, we recalculated the area effectively captured in the sampling units and their subunits. Non-sampled areas due to impediments or lack of forest cover were excluded from the total quantification. Hence, the fixed-size inventory subunits ($20\ m \times 50\ m = 1000\ m^2$) had effective sampling areas that varied between 100 and $1000\ m^2$.

2.7. Data Analysis

2.7.1. Allometric Equation Fitting

By integrating total wood volume and basic wood density, we obtained the total dry mass for each sampled tree (Figure 2). Non-linear regression models were fitted to estimate total above-ground biomass with DBH and Ht as predictor variables. We tested non-linear models drawn from classic forest science studies (Table 1) [31,32], including single-predictor (with DBH) and two-predictor regressions (with DBH and Ht). We fitted specific equations for estimating above-ground biomass in each forest type (RAF, SF, and RF) and a local-generic equation for the state's entire forest cover. These analyses were performed in R v. 4.3.2 [33].

Table 1. Single-predictor and two-predictor non-linear models tested to estimate the above-ground biomass of sampled trees in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil.

Model Number	Author	Mathematical Model	Input Variables
1	Husch [34]	$y = \beta_0 d^{\beta_1} + \varepsilon_i$	Single (dbh)
2	Spurr [35]	$y = \beta_0 + \beta_1 \cdot (d^2 \cdot h) + \varepsilon_i$	Multiple (dbh, Ht)
3	Schumacher e Hall [36]	$y = \beta_0 d^{\beta_1} \cdot h^{\beta_2} + \varepsilon_i$	

y , response variable; d , diameter at breast height (cm) measured 1.3 m above the ground; h , stem height or total height (m); β_0 , β_1 , and β_2 , regression coefficients; ε_i , associated error.

The model fits were assessed using graphical and statistical criteria [37,38], namely, the Coefficient of Determination, which was calculated by correlating real and estimated values following Equation (1); the Relative Standard Error of the estimate following Equation (2), which indicates estimate precision; the Akaike Information Criterion following Equation (3), which guides model selection based on information content [39]; and the graphical analysis of residuals. Residual analysis remains crucial in regression model selection, even when other statistical criteria are inconclusive [40].

The assumptions of regression analyses were confirmed for all fitted equations. We assessed residual homoscedasticity through a score test for non-constant error variance by applying the Breusch-Pagan test using the `ncvTest` function, which indicated a heteroscedastic distribution of residuals. To resolve this, we used the Generalised Least Squares (GLS) model, a power variance function structure (`varPower`) that allows for modeling unequal variances. Applying a variance function is a common practice in representing the variance structure of errors within groups, where we used an exponential parameter as a covariate, whose estimate was obtained through an iterative process. The transformation did not alter the observed patterns in the distribution and dispersion of dendrometric variables among the forest types. We assessed the significance of the regression coefficients (β_i) with a t -test ($\alpha = 0.01$). These analyses were performed in R v. 4.3.2 [33] using the `car`, `caret`, `ds`, `nlme`, and `ggplot` packages.

$$R^2 = \frac{\sum(x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x - \bar{x})^2 \sum(y - \bar{y})^2}} \quad (1)$$

$$Syx \% = \left[\frac{\left(\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{(n-p)} \right)}{\bar{y}} \right] \times 100 \quad (2)$$

$$AIC = -2 \log(L_v) + 2[(v + 1) + 1] \quad (3)$$

where y_i = observed value; \hat{y}_i = value estimated by the model; n = number of observations; p = number of model coefficients; \bar{y} = mean of observed values of the dependent variable; L_v = maximum likelihood function of the model, and v = number of explanatory variables included in the model.

2.7.2. Biomass Stock Estimates

The biomass stock of the forest cover in Rio de Janeiro state was estimated with data from 185 sampling units from the NFI-RJ. Due to variation in the area sampled by the sampling units, we analyzed the data using the ratio estimates method [41] recommended for the NFI analyses by the Brazilian Forest Service (SFB). The biomass estimates were obtained for the entire set of sampling units and considered only trees with DBH ≥ 10 cm. The estimates aimed for an acceptable error of 10% of the mean with a 90% confidence level.

To estimate the state's aboveground biomass stocks, we applied the forest-specific allometric equations to the main forest types and the local-generic equation (fitted to the whole dataset) to the entire forest cover. As there were no fitted equations available for Mangrove Forest (MF) and Deciduous Forest (DF), we opted to apply the local-generic equation to these forest types, which account for less than 2% of the forest cover in Rio de Janeiro state.

For comparison purposes, the pantropical allometric equation proposed by Chave et al. (2014) was also applied [12]. This equation is widely employed in studies examining aboveground biomass stocks in tropical forests and uses species-level WD and tree-level DBH and Ht as predictor variables. To apply this equation, we used the WD values collected directly in the field for 85 species of Rio de Janeiro's Atlantic Forest. For the remaining species recorded in the inventory, WD values were drawn from online repositories [42,43]. Only data from South America were selected from these databases.

We obtained species-level WD for 32.8% of the individuals, genus-level WD for 38.4% of the individuals (the mean of all species within the genus with available WD data), and family-level WD for 23% of the individuals (the mean of all species within the family with available WD data). In the few cases where no WD value could be assigned to the species (6%, represented exclusively by the dead, unidentified individuals), the average wood density value for the set of species belonging to the same sampling unit was adopted.

2.7.3. Model Validation and Hypothesis Testing

The selected models were validated through a cross-validation analysis following the k-fold approach [44], implemented in the R package caret. In this process, the data were divided into 10 subsets (folds) for training, and one-fold at a time was set aside for testing the database while the model was refitted n times (Figure 2). For each training subset, the model was refitted, and statistical parameters such as precision and accuracy, coefficient of determination, mean absolute error (MAE), and root mean square error (RMSE) were obtained. The averages of these metrics were used to validate the models.

To compare precision and efficiency between pantropical, local-generic, and forest-specific equations, the variations in the percentage of root mean square value (PRMSE) and coefficients of determination were calculated for each fit. The selected equations were compared in three situations: (1) local-generic equation against forest-specific equations, (2) local-generic equation against the pantropical-generic equation [12], and (3) forest-specific equations against the pantropical-generic equation. These comparisons were performed considering only the three main vegetation types in the state (RAF, SF, and RF), for which specific equations were developed to estimate above-ground biomass.

Additionally, to compare the estimates yielded by the three types of equation (forest-specific, local-generic, and pantropical) with the observed biomass values ($\alpha = 0.01$), we applied an equivalence test (regression-based TOST using bootstrap). This has been widely used to compare means or similarities between estimates and actual observations [45,46]. It stands out as the most appropriate method for evaluating a model [45] or verifying statistical equivalence between estimates of a variable obtained through two different assessment methods.

The equivalence test evaluated individual tree biomass and involved multiple steps: (a) calculated the difference between the field-obtained biomass mean and the values estimated using the equations; (b) established equivalence regions for regression parameters, with (I) $I_0 = y \pm 25\%$ for the intercept and (II) $I_1 = 1.0 \pm 25\%$ for the slope; (c) performed a

non-parametric bootstrap with 1000 replications to determine confidence intervals around observed means, checking if predictions were within the equivalence region at a significance level of 0.05; (d) fitted a linear regression between estimated and field-obtained actual biomass; (e) tested equality for the intercept by calculating confidence intervals for the parameter, comparing it with the estimated equivalence region; (f) similarly tested equality for the slope by calculating the one-sided confidence interval, comparing it with the estimated equivalence region; and (g) accepted or rejected the dissimilarity hypothesis based on tests for the regression intercept and slope.

Following the same methodology, the equivalence test was also applied to compare the estimates generated for each forest type by the three types of equation (forest-specific, local-generic, and pantropical). This was only carried out for the three main forest types for which specific biomass equations were fitted (RAF, SF, and RF). Other forest types, such as MF and DF, were excluded from this analysis for occurring in less than 2% of the state's total area.

3. Results

3.1. Model Fitting and Selection

The fitted models showed precision in the estimates (low $Sy_x\%$) and high correlation between observed and predicted values (high R_{yy}), with significant regression coefficients ($\alpha \leq 0.01$) for most evaluated datasets (Table 2). Overall, the models that included both diameter and height as predictors, showed the best model-fitting statistics, underscoring the importance of total tree height (Ht) in above-ground biomass estimation. However, the non-linear Husch model with diameter as the single predictor (Model 1) also yielded satisfactory fits, especially for Semideciduous Forests (SFs) (Table 2). Due to the difficulties and costs involved in measuring tree height in the field, these single-predictor equations, based solely on diameter, may prove valuable for obtaining estimates of above-ground biomass.

Table 2. Fitting and precision statistical parameters of the models tested to estimate above-ground biomass in the main Atlantic Forest vegetation types and the overall forest cover in Rio de Janeiro state.

Equation	Model	B0	B1	B2	$Sy_x\%$	R_{yy}	AIC	VarPower
General	1	5.45×10^{-4}	1.9435		30.84	0.92	−392	1.8148
	2	0.0736	1.74×10^{-5}		29.78	0.92	−378	1.4865
	3	2×10^{-4}	1.519	0.8251	27.65	0.92	−426	2.2998
RAF	1	7.2×10^{-4}	1.8586		33.27	0.89	−164	1.7630
	2	0.0787	1.63×10^{-5}		31.85	0.91	−165	1.4508
	3	1.52×10^{-4}	1.465	0.9627	29.73	0.91	−184	2.2274
SF	1	4.61×10^{-4}	2.0109		24.71	0.93	−138	1.3700
	2	0.0834	1.85×10^{-5}		25.27	0.96	−126	1.2381
	3	3×10^{-4}	1.6954	0.5059	23.35	0.95	−140	1.6086
RF	1	4.76×10^{-4}	1.928		25.31	0.83	−142	2.3081
	2	0.05	1.83×10^{-5}		25.21	0.80	−130	1.2925
	3	<u>0.0004</u>	1.5896	<u>0.4580</u>	24.22	0.82	−137	2.3529

B0, B1, and B2, regression coefficients (non-significant coefficients shown underscored); $Sy_x\%$, relative standard error of the estimate; R_{yy} , coefficient of determination; AIC, Akaike Information Criterion; SF, Semideciduous Forest; RAF, Rainforest; RF, Restinga Forest. The best models are highlighted in bold. Non-significant coefficients are underlined.

The non-linear Schumacher and Hall model (Model 3) provided the best fit for the total dataset and all forest types. Compared to the other tested models, Model 3 produced the lowest standard errors of the estimate ($Sy_x\%$), the highest coefficients of determination (R_{yy}), and the lowest AIC values (Table 2). However, despite Model 3 showing the best statistical results for the Restinga Forest (RF), the regression coefficients were not significant, which hinders the utility of this model. For this forest type, the B0 coefficient of the single-predictor Husch model (Model 1) was also not significant. Therefore, due to its good fit

and appropriate residual distribution (Table 2), the Spurr model (Model 2) was chosen to estimate biomass in RF.

Graphical analysis of the residuals revealed non-constant error variance, indicating heteroscedasticity trends (Supplementary Information Figures S2–S5). All fitted models exhibited this behavior, which was stronger for the RAF and the total dataset. Outliers were also observed, likely due to the presence of atypical data points in the sample, indicating an inadequate fit of the models for one or more observations. The RF, which contained a smaller dataset, showed more evenly distributed residuals (Supplementary Information Figure S5). Despite the issues detected, the graphical analysis of residuals reinforces the non-linear Schumacher and Hall model (Model 3) as the most adequate to estimate biomass in RAF, SF, and the entire dataset, while the Spurr model (Model 2) was the most adequate for the RF.

The specific equations fitted for the three forest types were more precise (lower $Sy_x\%$) than the local-generic equation, which was fitted for the entire dataset (Table 2). However, the hypothesis tests (regression-based TOST) did not reveal significant differences (p -value > 0.01) between the observed values (measured on-site) and those obtained by either the forest-specific or the local-generic equations (Figure 3; Supplementary Information Table S1). Hence, the forest-specific and local-generic equations produced statistically similar biomass estimates. Conversely, the pantropical equation yielded estimates that were significantly different from the observed values (measured on-site) and those generated by forest-specific and local-generic equations (Figure 3; Supplementary Information Table S1).

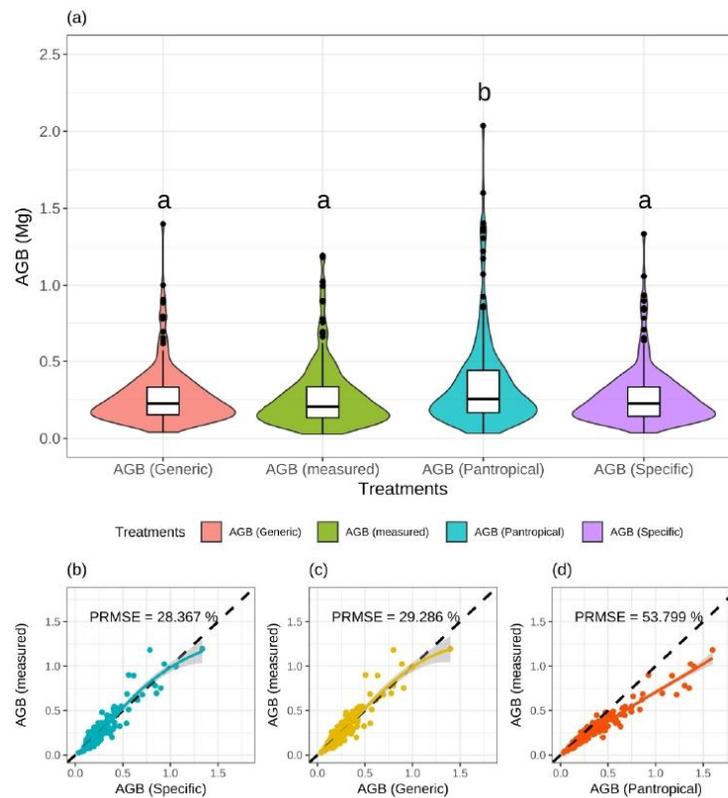


Figure 3. Cont.

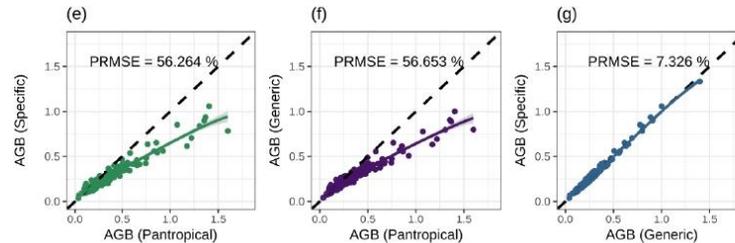


Figure 3. Equivalence test (regression-based TOST using Bootstrap) for comparing means or similarities between field-measured biomass and the estimates produced by the forest-specific, local-generic, and pantropical equations. The analyses were based on biomass samples taken from 172 trees measured on site: (a) Distribution of AGB values across the different equations for measured trees on site. There were no significant differences (p -value > 0.01) between the observed values (measured on site) and those obtained using either local-generic equations or the forest-specific, though there was a significant difference when compared to values based on pantropical equation. The letters “a” and “b” represent the statistically significant difference between the treatments. (b) Relationship between AGB estimated based on specific equation per forest types and measured AGB. (c) Relationship between AGB estimated from the generic equation and measured AGB. (d) Relationship between AGB estimated from the pantropical equation and measured AGB. (e) Relationship between AGB estimated from pantropical equation and AGB estimated based on specific equation per forest types. (f) Relationship between AGB estimated from pantropical equation and AGB estimated from a generic equation for all forest types. (g) Relationship between AGB estimated from generic equation for all forest types and AGB estimated based on specific equation per forest types. RMSEs are expressed as the percentage of mean square value (PRMSE).

3.2. Estimates of the Biomass and Carbon Stocks

Although the forest-specific models showed higher precision in estimating biomass stocks than the local-generic model, they were statistically similar. Both types of equation exhibited good fit and precision in the biomass estimates (Tables 3 and 4). The difference in precision, as indicated by the sampling error, was approximately 1%; while the forest-specific equations generated a sampling error of 7.67%, that number was 8.74% for the local-generic equation.

Table 3. Estimates and associated statistics of the above-ground biomass of each vegetation type and the entire Atlantic Forest cover of Rio de Janeiro state produced with **specific allometric equations** fitted for the state’s main vegetation types and data from the National Forest Inventory collected in Rio de Janeiro (NFI-RJ).

Vegetation Type	Area (ha)	UAs	Biomass (Mg ha ⁻¹)	CI (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	Sampling Error (%)
DF	5868.4	13	32.8	±9.4	16.0	28.55
SF	452,922.5	63	76.4	±8.4	6.63	11.06
RAF	895,278.8	68	85.5	±10.0	7.02	11.71
MF	18,936.6	19	53.0	±10.2	11.10	19.25
RF	37,561.3	22	48.7	±11.7	13.96	24.02
TOTAL	1,410,567.6	185	70.7	±5.4	4.64	7.67

UAs, sampling units; CI, confidence interval; CV, coefficient of variation; DF, Deciduous Forest; SF, Semideciduous Forest; RAF, Rainforests; MF, Mangrove Forest; RF, Restinga Forest.

The average above-ground biomass stocks per hectare, estimated by forest type and for the entire Atlantic Forest cover in Rio de Janeiro state using forest-specific allometric equations, was 70.7 Mg ha⁻¹ (±5.4 Mg ha⁻¹), with a sampling error of 7.67% (Table 3). This corresponds to approximately 35.4 Mg ha⁻¹ (±2.7 Mg ha⁻¹) of stored carbon. Considering the overall forest cover in Rio de Janeiro state (approximately 1,410,568 ha), the

specific equations indicate that the total above-ground biomass stored in the state is 99.8 Tg (± 7.6 Tg), corresponding to 49.9 Tg (± 3.8 Tg) of stored carbon.

Table 4. Estimates and associated statistics of the above-ground biomass of each vegetation type and the entire Atlantic Forest cover of Rio de Janeiro state produced with a **generic allometric equation** fitted for the state's total forest cover and data from the National Forest Inventory collected in Rio de Janeiro (NFI-RJ).

Vegetation Type	Area (ha)	UAs	Biomass (Mg ha ⁻¹)	CI (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	Sampling Error (%)
DF	5868.4	13	32.8	± 9.4	16.02	28.55
SF	452,922.5	63	66.7	± 7.9	7.15	11.93
RAF	895,278.8	68	92.4	± 10.6	6.86	11.44
MF	18,936.6	19	53.0	± 10.2	11.10	19.25
RF	37,561.3	22	27.7	± 10.8	22.84	39.29
TOTAL	1,410,567.6	185	67.5	± 5.9	5.29	8.74

UAs, sampling units; CI, confidence interval; CV, coefficient of variation; DF, Deciduous Forest; SF, Semideciduous Forest; RAF, Rainforests; MF, Mangrove Forest; RF, Restinga Forest.

The local-generic equation estimated a similar (although inferior) biomass stock to the forest-specific equations. With a sampling error of 8.74%, it estimated 67.5 Mg ha⁻¹ (± 5.9 Mg ha⁻¹) of biomass (Table 4), which corresponds to 33.8 Mg ha⁻¹ (± 2.9 Mg ha⁻¹) of carbon stock. Compared to the estimates produced by the forest-specific equations, the local-generic equation also underestimated the biomass and carbon stocks in SF and RF. Conversely, the RAF estimate obtained using the local-generic equation was higher than that obtained using the RAF-specific equation.

The biomass stored in RAF was greater than in any other forest type. The RAF-specific equation estimated its above-ground biomass stock at 85.5 Mg ha⁻¹ (± 10.0 Mg ha⁻¹), corresponding to 41.3 Mg ha⁻¹ (± 5.1 Mg ha⁻¹) of carbon, while the local-generic equation estimated 92.4 Mg ha⁻¹ (± 10.0 Mg ha⁻¹) of biomass and, accordingly, 46.8 Mg ha⁻¹ (± 5.0 Mg ha⁻¹) of carbon. According to the forest-specific equations, the vegetation types in Rio de Janeiro's Atlantic Forest with the lowest biomass stocks per hectare are DF (32.8 ± 9.4 Mg ha⁻¹) and RF (48.7 ± 11.7 Mg ha⁻¹).

The estimates generated with the pantropical equation [12] for comparison purposes further highlighted the greater precision of the forest-specific equations (Table 5). The average biomass per hectare quantified for the total dataset using the pantropical equation was 79 Mg ha⁻¹ (± 9.3 Mg ha⁻¹), which was greater than the estimate produced by the forest-specific equations. The total biomass stock estimated in the state with the pantropical equation had a sampling error of 11.81%, compared to 7.67% obtained with the specific equations. The pantropical equation, widely used to estimate above-ground biomass in tropical forests, tended to overestimate the biomass stocks contained in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro state by 11.7%.

The hypothesis tests revealed no significant differences (p -value > 0.01) between the biomass estimates produced with forest-specific equations and those produced with the local-generic equation for 185 field-sampled plots with a total of 25,357 trees (Figure 4; Supplementary Information Table S2). In other words, the forest-specific equations and the local-generic equation provided statistically similar estimates. Consequently, we rejected hypothesis H1, asserting the superior precision of forest-specific equations over the local-generic equation, while accepting hypothesis H2, stating that both types of equation (forest-specific and local-generic) produce more accurate estimates compared to those obtained with the pantropical equation.

Table 5. Estimates and associated statistics of the above-ground biomass of each vegetation type and the entire Atlantic Forest cover of Rio de Janeiro state produced using a **pantropical allometric equation** from the literature and data from the National Forest Inventory collected in Rio de Janeiro (NFI-RJ).

Vegetation Type	Area (ha)	UAs	Biomass (Mg ha ⁻¹)	CI (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	Sampling Error (%)
DF	5868.4	13	29.5	±11.2	21.21	37.81
SF	452,922.5	63	74.3	±11.5	9.30	15.53
RAF	895,278.8	68	115.7	±18.5	9.58	15.97
MF	18,936.6	19	58.9	±15.2	14.92	25.88
RF	37,561.3	22	27.2	±13.0	27.75	47.75
TOTAL	1,410,567.6	185	79.0	±9.3	7.14	11.81

UAs, sampling units; CI, confidence interval; CV, coefficient of variation; DF, Deciduous Forest; SF, Semideciduous Forest; RAF, Rainforests; MF, Mangrove Forest; RF, Restinga Forest.

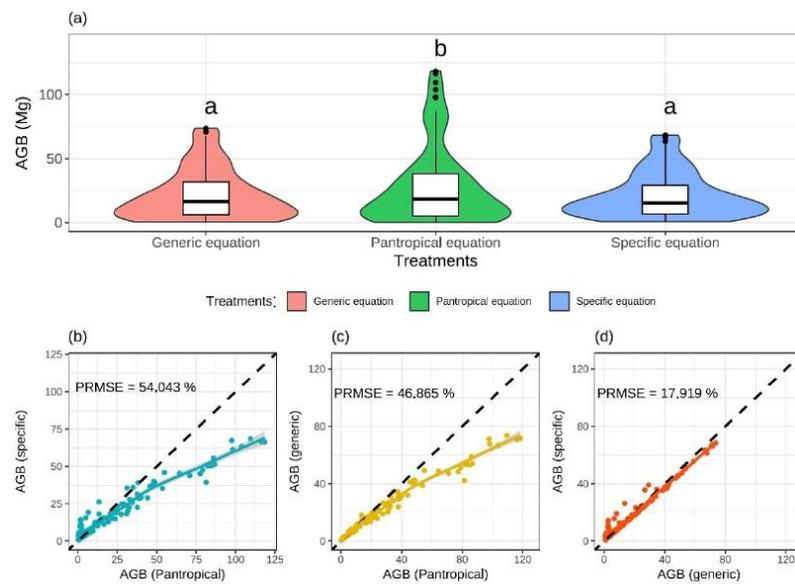


Figure 4. Equivalence test (regression-based TOST using Bootstrap) to compare means or similarities between the estimates generated by the forest-specific, local-generic, and pantropical equations. The analyses were based on field-measured biomass samples from 185 plots. (a) Distribution of AGB values across the different equations: Generic equation for all forest types, pantropical equation, and specific allometric equation for all forest types. Both AGBs estimated based on generic and specific per-forest types were significantly different for the pantropical equation. The letters “a” and “b” represent the statistically significant difference between the treatments. (b) Relationship between AGB estimated from the pantropical equation and AGB estimates based on specific equation per forest type. (c) Relationship between AGB estimated from the pantropical equation and AGB estimates from the generic equation. (d) AGB estimates from the generic equation and AGB estimates based on the specific equation per forest type. RMSEs are expressed as the percentage of mean square value (PRMSE).

4. Discussion

Our results showed that the specific allometric equations fitted for the three main Atlantic Forest vegetation types and the local-generic equation, fitted for the entire dataset, demonstrated good fits and generated statistically similar estimates (Figure 3, Supple-

mentary Information Table S1). Thus, our hypothesis H1 that forest-specific equations would outperform the local-generic equation was rejected, highlighting the possibility of generalizing estimates using a single locally produced equation. Conversely, the estimates generated by the pantropical equation [12] differed significantly from those produced with the equations presented in this study, supporting our hypothesis H2. More specifically, the locally developed equations generated more precise and accurate estimates than the pantropical alternative (Figures 3 and 4; Supplementary Information Tables S1 and S2). Although it was based on a global dataset of field-measured trees in 58 locations encompassing broad variation in climate and vegetation types (4004 trees with stem diameter ≥ 5 cm), the pantropical equation overestimated the local biomass stock by 11.7%, emphasizing the need for locally fitted equations for more consistent biomass and carbon estimates. Indeed, the choice of allometric equation represents one of the main bottlenecks for accurately estimating biomass and carbon in a specific forest area. In particular, the use of non-conservative allometric equations can overestimate biomass stocks by up to 30% [22].

Although statistically similar, the forest-specific equations slightly improved the biomass estimates and showed greater precision than the local-generic equation. This was demonstrated by the specific equations' higher coefficients of determination (R^2) and lower relative standard errors of the estimate ($Sy_x\%$). Compared to the specific equations, the local-generic equation overestimated by 8% and underestimated by 12.7% and 43% the biomass stocks of the Rainforest (RAF), the Semideciduous Forest (SF), and the Restinga Forest (RF), respectively. The standard error of the biomass estimate obtained with the local-generic equation for the RF was about 40%, indicating low estimate precision, in comparison with the 24% error obtained with the specific equations. Despite these differences, our results highlight that the forest-specific equations and the local-generic equation can be used to obtain precise estimates of above-ground biomass stored in the forest cover of Rio de Janeiro state. Because the local-generic equation was fitted using data from the three main vegetation types in Rio de Janeiro's Atlantic Forest (RAF, SF, and RF) [17], their biomass variability could be integrated into the final model. Thus, the use of specific equations is recommended for typical RAF, SF, and RF forests, especially if located in other Atlantic Forest sites outside Rio de Janeiro.

Differences in structure and species composition reported for the RAF and SF forest types [47,48] translate into their biomass stocks. On average, the RAF had a biomass stock 10% greater than that estimated for the SF. At the same time, both showed much greater biomass values than other vegetation types of Rio de Janeiro's Atlantic Forest, such as the Deciduous Forest (DF), the Restinga Forest (RF), and the Mangrove Forest (MF). For instance, the biomass stocks estimated for the RAF and SF were, respectively, 43% and 36% greater than that estimated for the RF. While the RAF occurs in humid environments with favorable conditions for tree growth and typically contains larger trees with a greater above-ground biomass stock, the RF occurs on sandy coastal plains with low soil fertility subject to frequent inundations, which impose environmental constraints on tree growth [49].

The average biomass stocks estimated with the specific equations for RAF and SF (85.5 Mg ha^{-1} and 76.4 Mg ha^{-1}) were lower than those found in other Atlantic Forest regions. For example, in Santa Catarina state, Atlantic Forest biomass estimates were 38% higher for the RAF (117.7 Mg ha^{-1}) and 14% higher for the SF (86.9 Mg ha^{-1}) [50]. In Minas Gerais state, Atlantic Forest biomass estimates were 58% higher for the RAF (135.3 Mg ha^{-1}) and 35% higher for the SF (102.9 Mg ha^{-1}) [8]. Even when considering a comparable area encompassing the entirety of the forested regions in Rio de Janeiro, calculations using Atlantic Forest equations tailored for Minas Gerais, a neighboring state under distinct environmental conditions, a recent study yielded estimates of 91 tons per hectare [21]. This figure is approximately 28% higher than our estimates derived from our locally developed equations. These differences reinforce the need to develop local equations to accurately capture biomass variation among Atlantic Forest fragments and could be an indication of the secondary successional status of Rio de Janeiro's forests. Secondary forests are characterized by fast-growing, short-lived, and low-wood-density trees, which

result in lower carbon stocks per unit area [51]. Although the carbon reserves of secondary forests are lower compared to mature forests, their rapid growth rates enhance their carbon absorption potential [52,53], making them important carbon sinks [51]. However, they are also more susceptible to natural and anthropogenic disturbances like windstorms and fires [54]. Thus, despite their lower biomass stock, secondary forests are more susceptible to extreme events and have an important role in climate change mitigation, which highlights their conservation need. In addition to avoiding further deforestation and promoting sustainable forest management, fostering secondary forest regeneration provides a low-cost carbon sequestration mechanism with multiple benefits for biodiversity and ecosystem services [52].

The average above-ground biomass stock in Rio de Janeiro's forests was estimated at $70.7 \pm 5.4 \text{ Mg ha}^{-1}$ using specific allometric equations. Compared to our estimate, the widely used pantropical equation proposed by Chave et al. (2014) [12] overestimated biomass stocks by 11.7%. It is important to state that, similarly, our local equations can be expected to generate uncertainties in different forest types or even in the same forest type under completely distinct environmental conditions; thus, it should be applied with caution. Our observed uncertainties could be attributed to the equation being fitted to a large dataset that included primary forests of the Amazon Rainforest Domain. Models fitted with Amazon data using only diameter at breast height (DBH) as a predictor variable are likely to overestimate the biomass of Atlantic Forest trees because, on average, for a given DBH, Amazon trees tend to be taller than those in the Atlantic Forest [55]. Including total tree height (Ht) and wood density (WD) as predictor variables in addition to DBH in the pantropical model improves the precision of the estimates [56,57] and enables broader applicability, including a better fit to environmental variation. At the same time, however, including these variables as predictors in the model also produces uncertainty in the biomass estimates.

Because tree height is difficult to measure and often estimated visually in forest inventories, including it in allometric models is not recommended [58]. However, tree height is also an important component in describing tree shape and improving biomass estimates [17], which led us to include it as a predictor. Similarly, including wood density can produce uncertainty in biomass estimation due to its high geographical, within-species, and even within-tree variability along vertical and radial axes [59,60]. It is important to highlight the caveats and limitations of the present study, and we can list a few that may have influenced our analysis and interpretations. First, we assumed that measured biomass was accurate, although it has not been measured through a widely used destructive method. This methodology was adapted and developed as an alternative to destructive methods due to the current highly threatened status of the Atlantic Forest. Field-measured dry biomass of the trees sampled in this study, used as a response variable for fitting the equations, was obtained through a non-destructive method by multiplying rigorously measured tree volume by scaling standing trees, and average wood density was collected at different tree heights. To assess the uncertainty associated with this non-destructive approach, we suggest that future studies collect these data through a destructive method that allows the sample trees to be felled and weighed in licensed areas for vegetation removal. Second, our AGB estimates focused on three main vegetation types in the Atlantic Forest. Additional sampling within the less represented forest types, such as the particularly challenging mangrove ecosystems and deciduous forests within small and highly fragmented, is likely needed to expand our work.

For the entire forest cover of Rio de Janeiro state ($43,782 \text{ km}^2$), the specific equations estimated an above-ground biomass stock of $99.8 \pm 7.6 \text{ Tg}$ and a carbon stock of $49.9 \pm 3.8 \text{ Tg}$. We highlight that these values correspond to only a portion of the entire carbon stock in the state and the Atlantic Forest Domain. Although live above-ground biomass is mainly contained in trees, carbon is also stored in other forest compartments, such as in roots, necromass, litter, and soil organic matter. Moreover, the carbon stored in other land cover types, including anthropogenic land uses such as pastures, agricultural land, and planted

forests, should also be considered for a more comprehensive estimate. For example, in the state of Acre (160,000 km²), located in the Amazon Forest Domain, the above-ground biomass stock was estimated at 3.6 ± 0.8 Pg, including anthropogenic land uses [61]. These authors found that, although they occupy 14% of the state's area, anthropogenic land uses contribute only 6% of the state's total carbon stock.

The allometric equations fitted in this study to estimate above-ground biomass are pioneering in the state of Rio de Janeiro and are some of the few developed for the Atlantic Forest Domain. We suggest that these equations serve as a baseline for the implementation of public policies toward the conservation of ecosystem services and the reduction of CO₂ emissions. For example, public policies that monitor aboveground carbon stocks and removals within the state. In the future, carbon monitoring, reporting, and verification (MRV) protocols will become increasingly reliant on remote sensing techniques, but their calibration will still depend on the precision of ground-based carbon storage estimates [62–65], and our study can largely contribute to that. In this regard, we recommend that other local and specific equations for other Atlantic Forest vegetation types be developed to improve the precision of biomass and carbon stock estimates on regional and global scales.

These results are particularly important given the current strategies targeting forest conservation and local climate change mitigation. The choice of allometric equation is one of the most important sources of imprecision in biomass estimation [22]; hence, the equations presented in this study can aid in improving the quality of these estimates. Projects conducted in regions with low data availability can use ill-suited allometric equations, resulting in less robust estimates of above-ground biomass [66]. Given the growing pressures from real estate speculation and associated infrastructure enterprises in Rio de Janeiro state, these locally developed equations are recommended for environmental licensing projects. This application would not only quantify the wood volume to be removed but also the corresponding carbon stock, providing a baseline for competent environmental authorities to demand compensatory measures for these emissions.

Moreover, given the growing number of Payment for Ecosystem Services programs [67–69] and the expansion of the voluntary carbon market, the equations developed in this study can be potentially relevant to improve the accuracy of these estimates. Generic allometric equations yield estimates around 15.4% higher than the average obtained with better-fitted and conservative equations [22]. Therefore, the fact that compensation for forest conservation in the voluntary carbon market is directly proportional to the amount of stored carbon emphasizes the importance of choosing locally produced and more conservative equations. This choice improves the accuracy of credit issuance calculations and avoids over-crediting risks that affect carbon credit performance.

5. Conclusions

Our results highlight the better performance of local-specific allometric equations in providing precise estimates for aboveground biomass stocks. Locally developed equations proved to be more accurate than widely used pantropical equation, which were found to yield non-conservative biomass estimates. This finding underscores the need of considering the specific characteristics of each region and forest type when modeling biomass, particularly in highly diverse ecosystems such as the Atlantic Forest. Further, these results have important implications for the formulation of public policies aimed at mitigating CO₂ emissions, offering robust scientific support for more effective conservation and forest management strategies.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/f15091568/s1>, Figure S1: Non-destructive climbing method for tree measurements. (A): tree stem measurements with ladder; (B): tree stem measurements with climbing equipment; (C): tree crown measurements with climbing equipment; (D): adapted method with two measurers for large trees.; Figure S2: Graphical analysis of percentage residuals (a1, a2, a3), correlations between observed and predicted above-ground biomass values (b1, b2, b3), and frequency histogram of the relative errors (c1, c2, c3) produced by the models of Husch (a1, b1, c1),

Spurr (a2, b2, c2), and Schumacher and Hall (a3, b3, c3) based on the total dataset to estimate the total above-ground biomass in the Atlantic Forest cover of Rio de Janeiro state, Brazil.; Figure S3: Graphical analysis of percentage residuals (a1, a2, a3), correlations between observed and predicted above-ground biomass values (b1, b2, b3), and frequency histogram of the relative errors (c1, c2, c3) produced by the models of Husch (a1, b1, c1), Spurr (a2, b2, c2), and Schumacher and Hall (a3, b3, c3) to estimate the total above-ground biomass of Rainforests in Rio de Janeiro state, Brazil.; Figure S4: Graphical analysis of percentage residuals (a1, a2, a3), correlations between observed and predicted above-ground biomass values (b1, b2, b3), and frequency histogram of the relative errors (c1, c2, c3) produced by the models of Husch (a1, b1, c1), Spurr (a2, b2, c2), and Schumacher and Hall (a3, b3, c3) to estimate the total above-ground biomass of Semideciduous Forests in Rio de Janeiro state, Brazil.; Figure S5: Graphical analysis of percentage residuals (a1, a2, a3), correlations between observed and predicted above-ground biomass values (b1, b2, b3), and frequency histogram of the relative errors (c1, c2, c3) produced by the models of Husch (a1, b1, c1), Spurr (a2, b2, c2), and Schumacher and Hall (a3, b3, c3) to estimate the total above-ground biomass of Restinga Forests in Rio de Janeiro state, Brazil. Table S1: Results for equivalence test (regression-based TOST using bootstrap) for comparing means or similarities between field-measured biomass and the estimates produced by the forest-specific, local-generic, and pantropical equations. The analyses were based on biomass samples taken from 172 trees measured on-site.; Table S2: Results for equivalence test (regression-based TOST using bootstrap) to compare means or similarities between the estimates generated by the forest-specific, local-generic, and pantropical equations. The analyses were based on field-measured biomass samples from 185 plots.; Table S3: Summary of the statistical results for biomass samples taken from 172 trees measured on site.

Author Contributions: T.D.G., V.C.C. and E.P.M. designed the study. T.D.G., V.C.C., J.H.C.P. and G.B.V. collected data. T.D.G., F.C.d.S., V.C.C., H.J.d.S., D.C.d.C. and T.B.S.F. conducted data analyses and wrote the manuscript. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the Carbon Clima Rio Program, with support from Fundação Flora de Apoio à Botânica, and the scholarship provided by the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq).

Data Availability Statement: The raw data supporting the conclusions of this article will be made available by the authors on request.

Acknowledgments: I would like to acknowledge the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for the provided scholarship. Special thanks to the Fundação Flora de Apoio a Botânica for their support in the execution of the Carbon Clima Rio Program. I extend my appreciation to the Secretaria de Estado do Ambiente e Sustentabilidade (SEAS-RJ) and the Brazilian Forest Service for providing the data from the National Forest Inventory of the State of Rio de Janeiro.

Conflicts of Interest: Author Fernanda Coelho de Souza was employed by the company BeZero Carbon. The remaining authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

References

1. Beer, C.; Reichstein, M.; Tomelleri, E.; Ciais, P.; Jung, M.; Carvalhais, N.; Rödenbeck, C.; Arain, M.A.; Baldocchi, D.; Bonan, G.B.; et al. Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. *Science* **2010**, *329*, 834–838. [CrossRef] [PubMed]
2. Malhi, Y.; Wright, J. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. *R. Soc.* **2004**, *359*, 311–329. [CrossRef] [PubMed]
3. SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2019–2020. Fundação SOS Mata Atlântica and INPE: São Paulo, Brazil, 2021; p. 73. Available online: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/05/SOSMA_Atlas-da-Mata-Atlantica-2019-2020.pdf (accessed on 13 December 2023).
4. Lima, R.A.F.; Oliveira, A.A.; Pitta, G.R.; Gasper, A.L.; Vibrans, A.C.; Chave, J.; ter Steege, H.; Prado, P.I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Nat. Commun.* **2020**, *11*, 6347. [CrossRef] [PubMed]
5. Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Dixo, M.; Bernacci, L.C.; Ribeiro, M.C.; Teixeira, A.M.G.; Pardini, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.* **2009**, *142*, 1166–1177. [CrossRef]
6. Morrone, J.J.; Escalante, T.; Rodríguez-Tapia, G.; Carmona, A.; Arana, M.; Mercado-Gómez, J.D. Biogeographic regionalization of the Neotropical region: New map and shapefile. *An. Acad. Bras. Ciências* **2022**, *94*, e20211167. [CrossRef]

7. Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **2000**, *403*, 853–858. [CrossRef]
8. Scolforo, J.R.; Oliveira, A.D.; Acerbi-Júnior, F.W. *Inventário Florestal de Minas Gerais: Equações de Volume, peso de Matéria seca e Carbono para Diferentes Fisionomias da Flora Nativa*, 1st ed.; Editora UFLA: Lavras, Brazil, 2008; p. 216.
9. Souza, A.L.; Boina, A.; Soares, C.P.B.; Vital, B.R.; Gaspar, R.O.; Lana, J.M. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. *Rev. Árvore* **2012**, *36*, 169–179. [CrossRef]
10. Figueiredo, L.T.M.; Soares, C.P.B.; Sousa, A.L.; Leite, H.G.; Silva, G.F. Dinâmica do estoque de carbono em fuste de árvores de uma Floresta Estacional Semidecidual. *Cerne* **2015**, *21*, 161–167. [CrossRef]
11. Vibrans, A.C.; Moser, P.; Oliveira, L.Z.; Maçaneiro, J.P. Generic and specific stem volume models for three subtropical forest types in southern Brazil. *Ann. For. Sci.* **2015**, *72*, 865–874. [CrossRef]
12. Chave, J.; Réjou-Méchain, M.; Búrquez, A.; Chidumayo, E.; Colgan, M.S.; Delitti, W.B.C.; Duque, A.; Eid, T.; Fearnside, P.M.; Goodman, R.C.; et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Chang. Biol.* **2014**, *20*, 3177–3190. [CrossRef]
13. Souza, C.R.; Azevedo, C.P.; Rossi, L.M.B.; Silva, K.E.; Santos, J.; Higuchi, N. Dynamics and carbon storage in primary forest in the region of Manaus/AM. *Acta Amazon.* **2012**, *42*, 501–506. [CrossRef]
14. Nogueira, E.M.; Yanai, A.M.; Fonseca, F.O.R.; Fearnside, P.M. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* **2015**, *21*, 1271–1292. [CrossRef] [PubMed]
15. Silva, K.E.; Souza, C.R.; Azevedo, C.P.; Rossi, L.M.B. Dinâmica florestal, estoque de carbono e fitossociologia de uma floresta densa de terra-firme na Amazônia Central. *Sci. For.* **2015**, *43*, 193–201.
16. Marra, D.M.; Higuchi, N.; Trumbore, S.E.; Ribeiro, G.H.P.M.; Santos, J.; Carneiro, V.M.C.; Lima, A.J.N.; Chambers, J.Q.; Negrón-Juárez, R.I.; Holzwarth, F.; et al. Predicting biomass of hyperdiverse and structurally complex central Amazonian forests—A virtual approach using extensive field data. *Biogeosciences* **2016**, *13*, 1553–1570. [CrossRef]
17. Cysneiros, V.C.; Gaudi, T.D.; Filho, T.B.S.; Pelissari, A.L.; Machado, S.A.; Carvalho, D.C.; Moura, T.A.; Amorim, H.B. Tree volume modeling for forest types in the Atlantic Forest: Generic and specific models. *iForest* **2020**, *13*, 417–425. [CrossRef]
18. Vieira, S.A.; Alves, L.F.; Aidar, M.; Araújo, L.S.; Baker, T.; Batista, J.L.F.; Campos, M.C.; Camargo, P.B.; Chave, J.; Delitti, W.B.C.; et al. Estimation of biomass and carbon stocks: The case of the Atlantic Forest. *Biota Neotrop.* **2008**, *8*, 21–29. [CrossRef]
19. Colmanetti, M.A.A.; Weiskittel, A.; Scolforo, H.F.; Sotomayor, J.F.M.; Couto, H.T.Z. Calibrating individual tree biomass models for contrasting tropical species at an uneven-aged site in the native Atlantic Forest of Brazil: A direct comparison of alternative approaches, sample sizes, and sample selection methods. *For. Ecol. Manag.* **2020**, *473*, 118306. [CrossRef]
20. Vorster, A.G.; Evangelista, P.H.; Stovall, A.E.L.; Ex, S. Variability and uncertainty in forest biomass estimates from the tree to landscape scale: The role of allometric equations. *Carbon Balance Manag.* **2020**, *15*, 8. [CrossRef] [PubMed]
21. SFB—Serviço Florestal Brasileiro. *Inventário Florestal Nacional: Principais Resultados: Rio de Janeiro*, 1st ed.; MMA: Brasília, Brazil, 2018; p. 83. Available online: https://snif.florestal.gov.br/images/pdf/publicacoes/periodo_eleitoral/publicacoes_ifn_relatorios/IFN_RJ_2018_periodo_eleitoral.pdf (accessed on 13 January 2024).
22. Haya, B.K.; Alford-Jones, K.; Anderegg, W.R.L.; Beymer-Farris, B.; Blanchard, L.; Bomfim, B.; Chin, D.; Evans, S.; Hogan, M.; Holm, J.A.; et al. *Quality Assessment of REDD+ Carbon Credit Projects*; Berkeley Public Policy: Berkeley, CA, USA, 2023; p. 12. Available online: <https://gspp.berkeley.edu/assets/uploads/page/Quality-Assessment-of-REDD+Carbon-Crediting-EXECUTIVE-SUMMARY.pdf> (accessed on 10 January 2024).
23. Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* **2013**, *22*, 711–728. [CrossRef]
24. Pereira, M.G.; Anjos, L.H.C.; Neto, E.C.S.; Junior, C.R.P. *Solos do Rio de Janeiro: Gênese, Classificação e Limitações ao Uso Agrícola*, 1st ed.; Atena: Ponta Grossa, Brazil, 2023; p. 231. [CrossRef]
25. Santos, H.G.; Jacomine, P.K.T.; Anjos, L.H.C.; Oliveira, V.A.; Lumbreiras, J.F.; Coelho, M.R.; Almeida, J.A.; Araújo Filho, J.C.; Oliveira, J.B.; Cunha, T.J.F. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*, 5th ed.; Embrapa: Brasília, Brazil, 2018; p. 356. Available online: <https://www.agroapi.cnptia.embrapa.br/portal/assets/docs/SiBCS-2018-ISBN-9788570358004.pdf> (accessed on 13 January 2024).
26. IUSS—International Union of Soil Sciences Working Group WRB. *World Reference Base for Soil Resources: International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps*, 4th ed.; International Union of Soil Sciences: Vienna, Austria, 2022; p. 236. Available online: https://www.isric.org/sites/default/files/WRB_fourth_edition_2022-12-18.pdf (accessed on 13 January 2024).
27. APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot. J. Linn. Soc.* **2016**, *181*, 1–20. [CrossRef]
28. REFLORA—Flora e Funga do Brasil. Available online: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> (accessed on 1 June 2024).
29. Avery, T.E.; Burkhardt, H.E. *Forest Measurements*, 5th ed.; Waveland Press: Long Grove, IL, USA, 2015; p. 456.
30. IPCC—Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2007: Climate Change Impacts, Adaptation and Vulnerability*, 1st ed.; Cambridge University Press: New York, NY, USA, 2007; p. 976. Available online: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar4_wg2_full_report.pdf (accessed on 10 January 2024).
31. Clutter, J.; Fortson, J.C.; Pienaar, L.V.; Brister, G.H.; Bailey, R.L. *Timber Management: A Quantitative Approach*, 1st ed.; John Wiley and Sons: New York, NY, USA, 1983; p. 333.

32. Loetsch, F.; Zöhner, F.; Haller, K.E. *Forest Inventory*, 2nd ed.; BLV Verlagsgesellschaft: Munich, Germany, 1973; p. 469.
33. R Core Team. Available online: <http://www.R-project.org> (accessed on 3 December 2023).
34. Husch, B.; Beers, T.W.; Kershaw, J.A., Jr. *Forest Mensuration*, 4th ed.; John Wiley and Sons, Inc.: Hoboken, NJ, USA, 2003; p. 443.
35. Spurr, S.H. *Forestry Inventory*, 1st ed.; Ronald Press: New York, NY, USA, 1952; p. 476.
36. Schumacher, F.; Hall, F. Logarithmic expression of timber-tree volume. *J. Agric. Res.* **1933**, *47*, 719–734.
37. Sileshi, G.W. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. *For. Ecol. Manag.* **2014**, *329*, 237–254. [[CrossRef](#)]
38. Aabeyir, R.; Adu-Bredu, S.; Agyare, W.A.; Weir, M.J.C. Allometric models for estimating aboveground biomass in the tropical woodlands of Ghana, West Africa. *For. Ecosyst.* **2020**, *7*, 41. [[CrossRef](#)]
39. Li, Y.; Deng, X.; Huang, Z.; Xiang, W.; Yan, W.; Lei, P.; Zhou, X.; Peng, C. Development and evaluation of models for the relationship between tree height and diameter at breast height for Chinese-fir plantations in Subtropical China. *PLoS ONE* **2015**, *10*, e0125118. [[CrossRef](#)]
40. Draper, N.R.; Smith, H. *Applied Regression Analysis*, 3rd ed.; John Wiley and Sons: New York, NY, USA, 1998; p. 736. [[CrossRef](#)]
41. Queiroz, W.T. *Amostragem em Inventário Florestal*, 1st ed.; Edufra: Belém, Brazil, 2012; p. 441.
42. Chave, J.; Coomes, D.; Jansen, S.; Lewis, S.L.; Swenson, N.G.; Zanne, A.E. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecol. Lett.* **2009**, *12*, 351–366. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
43. 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: Global Wood Density Database. *Dryad Digit. Repos.* 2009. Available online: <https://doi.org/10.5061/dryad.234> (accessed on 6 December 2023).
44. Kuhn, M. Building Predictive Models in R Using the caret Package. *J. Stat. Softw.* **2008**, *5*, 1–26. [[CrossRef](#)]
45. Robinson, A.P.; Duursma, R.A.; Marshall, J.D. A regression-based equivalence test for model validation: Shifting the burden of proof. *Tree Physiol.* **2005**, *25*, 903–913. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
46. Weiskittel, A.R.; Hann, D.W.; Kershaw, J.A.; Vanclay, J.K. *Forest Growth and Yield Modeling*, 1st ed.; John Wiley and Sons: New York, NY, USA, 2011; p. 432. [[CrossRef](#)]
47. Oliveira-Filho, A.T.; Fontes, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* **2000**, *32*, 793–810. [[CrossRef](#)]
48. Scarano, F.R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Ann. Bot.* **2002**, *90*, 517–524. [[CrossRef](#)]
49. Assis, M.A.; Prata, B.E.M.; Pedroni, F. Florestas de restinga e de terras baixas na planície costeira do sudeste do Brasil: Vegetação e heterogeneidade ambiental. *Biota Neotrop.* **2011**, *11*, 103–121. [[CrossRef](#)]
50. Vibrans, A.C.; Oliveira, L.Z.; Gasper, A.L.; Lingner, D.V.; Schom, L.A.; Silva, D.A. Unprecedented large-area turnover estimates for the subtropical Brazilian Atlantic Forest based on systematically-gathered data. *For. Ecol. Manag.* **2022**, *505*, 119902. [[CrossRef](#)]
51. Chave, J.; Piponiot, C.; Maréchaux, I.; Foresta, H.; Larpin, D.; Fischer, F.J.; Derroire, G.; Vincent, G.; Héroult, B. Slow rate of secondary forest carbon accumulation in the Guianas compared with the rest of the Neotropics. *Ecol. Appl.* **2020**, *30*, e02004. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
52. Chazdon, R.L.; Broadbent, E.N.; Rozendaal, D.M.A.; Bongers, F.; Zambrano, A.M.A.; Aide, T.M.; Balvanera, P.; Becknell, J.M.; Boukili, V.; Brancalion, P.H.S.; et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci. Adv.* **2016**, *2*, e1501639. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
53. Poorter, L.; Bongers, F.; Aide, T.; Zambrano, A.M.A.; Balvanera, P.; Becknell, J.M.; Boukili, V.; Brancalion, P.H.S.; Broadbent, E.N.; Chazdon, R.L.; et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* **2016**, *530*, 211–214. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
54. Brando, P.M.; Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Morton, D.C.; Putz, F.E.; Coe, M.T.; Silvério, D.; Macedo, M.N.; Davidson, E.A.; Nóbrega, C.C.; et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2014**, *111*, 6347–6352. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
55. Scaranello, M.A.S.; Alves, L.F.; Vieira, S.A.; Camargo, P.B.; Joly, C.A.; Martinelli, L.A. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern Brazil. *Sci. Agric.* **2012**, *69*, 26–37. [[CrossRef](#)]
56. Chave, J.; Andalo, C.; Brown, S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; Fölster, H.; Fromard, F.; Higuchi, N.; Kira, T.; et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* **2005**, *145*, 87–99. [[CrossRef](#)]
57. Feldpausch, T.R.; Lloyd, J.; Lewis, S.L.; Brienen, R.J.W.; Gloor, M.; Mendoza, A.M.; Lopez-Gonzalez, G.; Banin, L.; Salim, K.A.; Affum-Baffoe, K.; et al. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* **2012**, *9*, 3381–3403. [[CrossRef](#)]
58. Hunter, M.O.; Keller, M.; Victoria, D.; Morton, D.C. Tree height and tropical forest biomass estimation. *Biogeosciences* **2013**, *10*, 8385–8399. [[CrossRef](#)]
59. Fearnside, P.M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manag.* **1997**, *90*, 59–87. [[CrossRef](#)]
60. Minini, D.; Silva, J.G.M.; Paula, R.R.; Rocha, S.M.G.; Filho, T.B.S.; Gaudi, T.D.; Dias, H.M.; Nabais, C.; Vidaurre, G.B. Insights about wood density in Atlantic Forest ecosystems: Spatial variability and alternative measurement. *Can. J. For. Res.* **2022**, *52*, 1212–1223. [[CrossRef](#)]
61. Salimon, C.I.; Putz, F.E.; Menezes-Filho, L.; Anderson, A.; Silveira, M.; Brown, I.F.; Oliveira, L.C. Estimating state-wide biomass carbon stocks for a REDD plan in Acre, Brazil. *For. Ecol. Manag.* **2011**, *262*, 555–560. [[CrossRef](#)]

62. Asner, G.P.; Powell, G.V.N.; Mascaro, J.; Knapp, D.E.; Clark, J.K.; Jacobson, J.; Kennedy-Bowdoin, T.; Balaji, A.; Paez-Acosta, G.; Victoria, E.; et al. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2010**, *107*, 16738–16742. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
63. Saatchi, S.S.; Harris, N.L.; Brown, S.; Lefsky, M.; Mitchard, E.T.A.; Salas, W.; Zutta, B.R.; Buermann, W.; Lewis, S.L.; Hagen, S.; et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2011**, *108*, 9899–9904. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
64. 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.; et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nat. Clim. Chang.* **2012**, *2*, 182–185. [[CrossRef](#)]
65. Clark, D.B.; Kellner, J.R. Tropical forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. *J. Veg. Sci.* **2012**, *23*, 1191–1196. [[CrossRef](#)]
66. Yuen, J.Q.; Fung, T.; Ziegler, A.D. Review of allometric equations for major land covers in SE Asia: Uncertainty and implications for above- and below-ground carbon estimates. *For. Ecol. Manag.* **2016**, *360*, 323–340. [[CrossRef](#)]
67. Ruggiero, P.G.C.; Metzger, J.P.; Tambosi, L.R.; Nichols, E. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land Use Policy* **2019**, *82*, 283–291. [[CrossRef](#)]
68. Mamedes, I.; Guerra, A.; Rodrigues, D.B.B.; Garcia, L.C.; Godoi, R.F.; Oliveira, P.T.S. Brazilian payment for environmental services programs emphasize water-related services. *Int. Soil Water Conserv. Res.* **2023**, *11*, 276–289. [[CrossRef](#)]
69. Mota, P.K.; Costa, A.M.; Prado, R.B.; Fernandes, L.F.S.; Pissarra, T.C.T.; Pacheco, F.A.L. Payment for Environmental Services: A critical review of schemes, concepts, and practice in Brazil. *Sci. Total Environ.* **2023**, *899*, 165639. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

3 CAPÍTULO III: FATORES BIÓTICO E ABIÓTICOS DETERMINANTES DA BIOMASSA ARBÓREA NA FLORESTA ATLÂNTICA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, RJ, BRASIL

Resumo

As florestas tropicais desempenham um importante papel na mitigação das mudanças climáticas globais e diversas estratégias são geralmente utilizadas para tomar decisões voltadas a priorização de áreas para conservação nestes ambientes. Uma possível abordagem consiste no entendimento do papel das variáveis ambientais, da composição florística, da riqueza e da diversidade na determinação da biomassa. Ao identificar como esses fatores contribuem no aumento dos estoques de biomassa, é possível priorizar áreas que não só maximizam a captura de carbono mas que consideram outras importantes variáveis. O entendimento desta relação em um bioma tão ameaçado como a Mata Atlântica é particularmente importante, pois, embora a Mata Atlântica seja um *hotspot* global de biodiversidade, sua capacidade de armazenamento de carbono ainda é pouco compreendida. No presente estudo, nós avaliamos a relação das variáveis climáticas e edáficas, da composição florística, da riqueza e da diversidade de espécies arbóreas na determinação da biomassa viva acima dos solos. Nossos resultados evidenciam que o clima (precipitação e temperatura) e os solos (densidade do solo, teor de cálcio, magnésio e fósforo) desempenham um papel importante na determinação da biomassa viva acima do solo, influenciando diretamente a capacidade de crescimento e armazenamento de carbono na biomassa aérea de florestas da Mata Atlântica. No entanto, a composição florística, riqueza e a diversidade de espécies arbóreas tem um efeito preponderante na biomassa, em relação as variáveis ambientais (solos e clima). Áreas com composição mais distinta, maior riqueza e diversidade de espécies apresentam maior biomassa. Estes resultados indicam uma situação de ‘*win-win*’ na tomada de decisões sobre as áreas prioritárias para conservação, permitindo estabelecer uma sinergia entre a conservação de florestas diversas e a proteção de uma importante função ecossistêmica: a capacidade de armazenar carbono.

Abstract

Tropical forests play an important role in mitigating global climate change, and a number of strategies are commonly used to make decisions regarding the prioritization of conservation areas. One potential approach is to understand the role of environmental variables, floristic composition, richness and species diversity in determining aboveground biomass. By identifying how these factors contribute to biomass stocks increase, it is possible to prioritize areas that not only maximize carbon capture but also consider other important variables. Understanding these relationships in a threatened biome, such as the Atlantic Forest, is particularly important because, although the Atlantic Forest is a global biodiversity hotspot, its carbon storage capacity is still poorly known. In this chapter, we investigated the role of climatic and soil variables, floristic composition, richness and tree species diversity in determining aboveground living biomass. The results of this chapter show that climate (precipitation and temperature) and soils (soil density, calcium, magnesium and phosphorus content) play an important role in determining aboveground living biomass, directly affecting carbon stocks in aboveground biomass in the Atlantic Forest. However, floristic composition, richness and species diversity have a major effect on biomass, in relation to environmental variables (soils and climate). Areas with more distinct floristic composition, greater species richness and diversity, have greater biomass. These results suggest a ‘win-win’ situation in decision-making in relation to areas that can be priority for conservation, allowing a synergy between the conservation of diverse forests and the protection of an important ecosystem function: the capacity to store carbon.

3.1 Introdução

A quantidade de carbono estocado na biomassa acima do solo e a composição de espécies arbóreas variam ao longo do espaço geográfico em função da variação ambiental. Em florestas tropicais, variações na temperatura, precipitação e características edáficas estão relacionadas à mudança na composição de espécies arbóreas (TER STEEGE et al., 2006; JIMÉNEZ-MUNÓZ et al., 2016) e nos estoques de carbono ao longo do espaço (QUESADA et al., 2012). Em particular, estudos que investigam o papel de gradientes ambientais na distribuição e manutenção da biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas, evidenciam que a variação na riqueza e na composição de espécies arbóreas, assim como na quantidade de carbono estocado, está diretamente associada às condições climáticas temperatura e precipitação (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017; SULLIVAN et al., 2017; SULLIVAN et al., 2020), à características edáficas (TUOMISTO et al., 2003) ou à combinação de ambas (QUESADA et al., 2012; MAIA et al., 2020).

Diferentes espécies possuem distintas eficiências de uso de carbono (porcentagem de uso de carbono retido na biomassa); por exemplo, espécies de baixa densidade da madeira, crescimento rápido e ciclo de vida curto possuem baixa capacidade de estocar carbono (COELHO DE SOUZA et al., 2016). Por outro lado, espécies de elevada densidade da madeira e caracterizadas por ciclos de vida mais longos, estão associadas a um elevado estoque de carbono em sua biomassa, ressaltando a importância da composição taxonômica na capacidade de armazenamento de biomassa. Ademais, a eficiência do uso de carbono, definida como a razão entre o ganho líquido de carbono e a assimilação bruta de carbono durante um período, é influenciada por fatores bióticos e abióticos. Em escalas mais genéricas, esta variação dos estoques, armazenado nas diferentes espécies arbóreas, está diretamente relacionada com a variação nas condições climáticas e edáficas (QUESADA et al., 2012; MAIA et al., 2020). Portanto, é necessário investigar o efeito das variáveis ambientais nos padrões de distribuição de espécies e de estoque de carbono, especialmente em ecossistemas biodiversos e ameaçados, como a Mata Atlântica, considerada um dos *hotspots* mundiais para conservação (MYERS, 2000; MITTERMEIER et al., 2005).

Acredita-se que a diversidade de espécies aumente a produtividade e, conseqüentemente, a biomassa viva acima do solo por meio de dois mecanismos principais: (1) a complementaridade de nicho, em que espécies ocupam diferentes nichos e, assim, conseguem acessar uma maior

quantidade de recursos disponíveis ou facilitar a atuação umas das outras, resultando em maior produtividade e estoque de carbono (TILMAN et al., 2001; POORTER et al., 2015; COELHO DE SOUZA et al., 2019); (2) o efeito de seleção, que ocorre quando, por acaso, uma espécie altamente produtiva está presente na comunidade (LOREAU & HECTOR, 2001; WANG et al., 2021). Essas teorias sobre a relação entre a diversidade de espécies e a produtividade também podem ser aplicadas à biomassa acima do solo, uma vez que maior produtividade tende a acelerar a acumulação de biomassa, e produtividade e biomassa são positivamente correlacionadas em florestas (CHISHOLM et al., 2013).

Uma das regiões brasileiras que ainda resguarda importantes remanescentes de vegetação da Mata Atlântica é o Estado do Rio de Janeiro, caracterizado por uma cobertura de vegetação diversa, composta por diferentes fitofisionomias típicas do bioma. Contudo, o histórico de alteração da cobertura original do solo em decorrência do crescimento urbano e para fins agrícolas, em especial para o cultivo de café, dizimou parte da cobertura de vegetação original do Estado, que preserva atualmente cerca 1,3 M ha de florestas naturais, correspondente a aproximadamente 31% do seu território (SFB, 2018). A flora do Rio de Janeiro é reconhecida como uma das mais ricas do país e o estado é tido como um importante centro de endemismo (COELHO et al., 2017), concentrando em seu território aproximadamente 25% da flora brasileira, sendo 2,5% espécies endêmicas do estado (SEA, 2018).

As formações vegetais que recobrem o território fluminense variam de acordo com os fatores edáficos, geomorfológicos e climáticos. A ampla variação altitudinal presente no Estado é determinante na diversidade dos diferentes tipos de vegetação, que vão desde manguezais e restingas ao nível do mar nas planícies costeiras e fluviais, até os campos de altitude a aproximadamente 2.000 m acima do nível do mar, no maciço das Agulhas Negras, Serra da Mantiqueira. Além da variação altitudinal, o distanciamento da região costeira com influência marinha para o interior do Estado também evidencia diferenças florísticas e estruturais na vegetação. A paisagem do estado do Rio de Janeiro é marcada por um gradiente ambiental, que além de proporcionar a formação de diversos tipos de vegetação e habitats associados (COELHO et al., 2017) é determinante na diversidade e complexidade estrutural das comunidades de plantas (SCARANO, 2002).

Na região podem ser reconhecidas sete fitofisionomias do domínio da Mata Atlântica e suas faciações. Estas fitofisionomias variam desde formações campestres, rupícolas e herbáceas-

arbustivas, a formações florestais. As florestas são as formações mais representativas no Estado e correspondem a, aproximadamente, 96% da cobertura de vegetação nativa do território fluminense. A principal tipologia florestal do Estado é a Floresta Ombrófila Densa (FOD), que representa, aproximadamente, 69% das florestas estaduais e ocorre ao longo de todo o território, predominantemente nas encostas úmidas da região serrana. A segunda principal formação florestal é a Floresta Estacional Semidecidual (FES), que representa cerca de 27% de toda a cobertura florestal do Estado e ocorre, principalmente, na região noroeste e nas vertentes mais secas das montanhas da região centro sul. As demais tipologias que compõem a cobertura florestal do estado são as Florestas de Restinga (FR; 2%) e os Mangues (1%), que ocorrem nas planícies costeiras e fluviais do estado; além da Floresta Estacional Decidual (FED; 1%), bastante descaracterizada e reduzidas a pequenos fragmentos (SFB, 2018).

Neste trabalho foram utilizadas equações desenvolvidas localmente para as principais fitofisionomias florestais do estado, para estimar os estoques de biomassa de 165 unidades amostrais do Inventário Florestal Nacional no Estado do Rio de Janeiro. Dados locais de solos também foram obtidos nas mesmas unidades amostrais, além de dados de clima, obtidos em base pública, com o objetivo de investigar os efeitos das variáveis ambientais, da composição florística, riqueza e diversidade de espécies nos estoques de carbono, com as hipóteses de que (1) as variáveis edáficas (textura e fertilidade dos solos, expressa pelo teor de macro e micro nutrientes no solo) explicam uma maior variabilidade na determinação dos estoques de carbono em comparação às variáveis ambientais temperatura e precipitação (i.e. relação esperada em função de variações de clima serem mais sutis em escalas locais ou regionais e os solos desempenharem um papel crucial na produtividade devido à disponibilidade de nutrientes e retenção hídrica, expressa pela textura. Em contraste, em grandes escalas, embora os solos continuem a desempenhar um papel importante na produtividade, o clima apresenta uma maior amplitude de variação, podendo ter um efeito mais forte no estabelecimento das espécies e consequentemente na capacidade destas de remover e estocar carbono em sua biomassa), e que: 2) a riqueza, diversidade e composição de espécies influenciam na determinação da biomassa, em função de complementariedade (i.e. maior diversidade/riqueza estão relacionadas a maior complementariedade de nicho na utilização de forma mais eficiente dos recursos promovendo maior acumulação de biomassa estocada) e/ou do efeito de seleção (i.e. maior riqueza/diversidade

estão relacionadas a uma maior probabilidade de incluir uma ou mais espécies específicas que captam e estocam uma maior quantidade de biomassa).

3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no Estado do Rio de Janeiro, Brasil, que apresenta uma área total de 43.782 km², localizado no domínio da Mata Atlântica (MORRONE, 2014). A cobertura de floresta do Estado é representada principalmente por três tipologias de vegetação: Floresta Ombrófila Densa (FOD), que corresponde a aproximadamente 69% da cobertura de vegetação nativa do estado; Floresta Estacional Semidecidual (FED; 27%); e Restinga Florestada (REF; 2%; SFB, 2018). Os demais 2% são representados por áreas de Mangue e Floresta Estacional Decidual (SFB, 2018). Estas formações vegetais ocorrem em altitudes que variam de 5 a 900 m acima do nível do mar, sob diferentes condições ambientais. De acordo com a classificação de Köppen, o clima varia de Tropical (Af, Am e Aw) a Subtropical Úmido (Cfa, Cfb, Cwa e Cwb), com predomínio dos climas Aw - Tropical com Inverno Seco e Cwa - Subtropical com Verão Quente (ALVARES et al., 2013). Assim, a temperatura média anual varia de 12 a 24 °C e a precipitação anual total de 1.000 a 2.200 mm (ALVARES et al., 2013). As principais formações geológicas estão associadas a rochas de caráter ácido, como granitos, gnaisses e migmatitos (PEREIRA et al., 2023). Como produto do intemperismo dessas rochas ou sedimentos formados pela sua degradação, podem ser verificados Argissolos, Latossolos e Cambissolos que são de grande expressão no estado. Essas ordens de solos seguem o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS et al., 2018) e são equivalentes à Base Mundial de Referência para Recursos de Solos (IUSS, 2022).

Os solos influenciam diretamente as diferentes fitofisionomias florestais, condicionando a distribuição de espécies e características estruturais da vegetação. Em áreas de Floresta Ombrófila Densa, situadas em regiões de alta pluviosidade e relevo acidentado, predominam Latossolos e Argissolos, solos profundamente intemperizados e de baixa saturação por bases, porém capazes de suportar uma vegetação densa e perenifólia devido à elevada capacidade de retenção hídrica (NETO et al., 2023). Nas Florestas Estacionais Deciduais, onde a estação seca é acentuada, são frequentes Argissolos e Neossolos Litólicos, com baixa capacidade de retenção de água, favorecendo uma vegetação caducifólia adaptada ao déficit hídrico. Em Florestas

Estacionais Semidecíduais, que ocorrem em zonas de transição climática, Cambissolos e Argissolos de fertilidade moderada sustentam uma vegetação que perde parcialmente a folhagem durante o período seco. Nas Florestas de Restinga, situadas em áreas litorâneas, Neossolos Quartzarênicos de baixa fertilidade e alta permeabilidade predominam, condicionando uma vegetação adaptada à salinidade e ao estresse hídrico, com alta proporção de espécies xeromórficas e halófitas (NETO et al., 2023).

3.2.2 Desenho amostral

Neste trabalho utilizamos dados dendrométricos e florísticos coletados pelo Inventário Florestal Nacional do Rio de Janeiro (IFN-RJ). As unidades amostrais do IFN-RJ foram distribuídas em um grid sistemático de 20 km x 20 km, de acordo com a metodologia nacional (SFB, 2018). Em particular, no Rio de Janeiro este grid foi reduzido em determinadas regiões em até 625 m x 625 m, para a inclusão de todas as tipologias de vegetação do Estado, intensificando a amostragem. Os dados utilizados no presente estudo incluíram 165 unidades amostrais do IFN-RJ, sendo 68 em áreas de Floresta Ombrófila Densa, 62 em Floresta Estacional Semidecidual, 13 em Floresta Estacional Decidual e 22 em Floresta de Restinga (**Figura 1**). Os dados de Mangue não foram incluídos no presente estudo devido à ausência de dados de solos, não coletados nestas áreas inundadas.

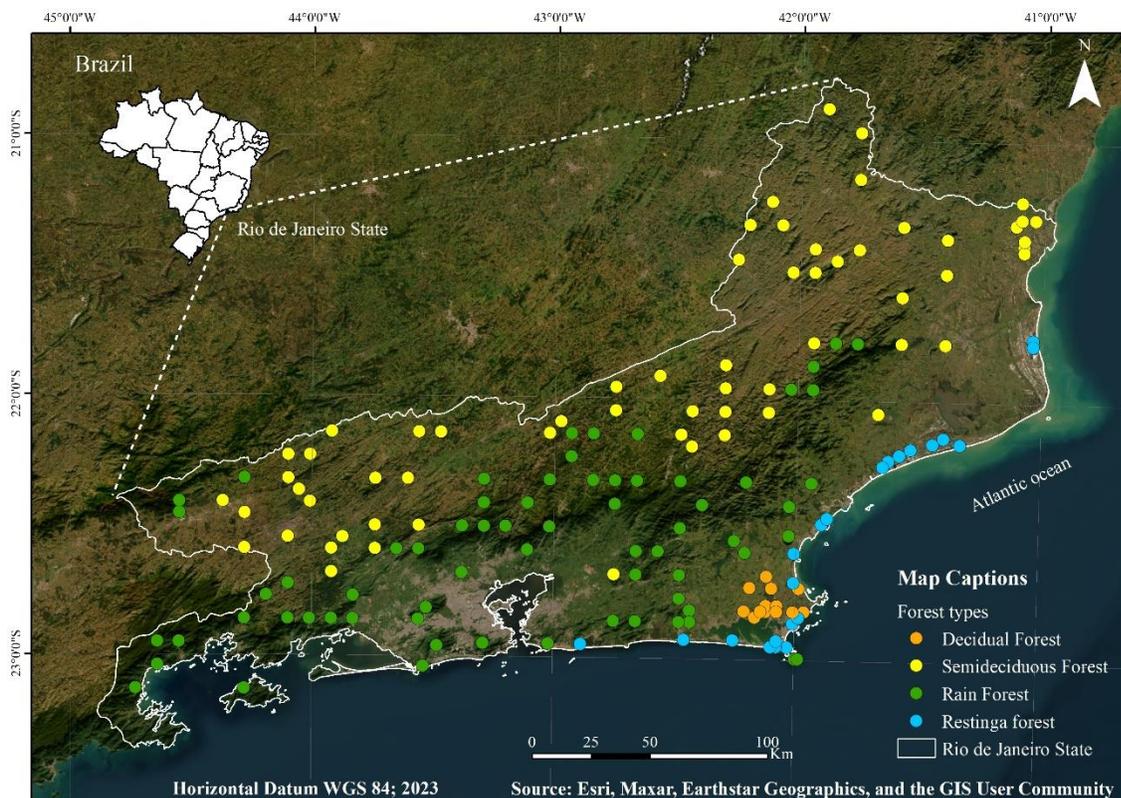


Figura 1 - Localização geográfica das Unidades Amostrais do Inventário Florestal Nacional do Rio de Janeiro (IFN-RJ) adotadas no presente estudo, distribuídas em Floresta Ombrófila Densa (FOD; círculos verdes), Floresta Estacional Semidecidual (FES; círculos amarelos), Floresta Estacional Decidual (FED; círculos laranjas) e Floresta de Restinga (FR; círculos azuis), no Estado do Rio de Janeiro (Brasil). Os dados coletados pelo IFN-RJ foram utilizados para estimar o estoque da biomassa acima do solo por unidade amostral e obter informações de Riqueza, Composição de espécies e Diversidade, para avaliar o efeito destas variáveis e o efeito de variáveis edáficas e climáticas na variação da biomassa estocada na cobertura de Floresta Atlântica da região.

3.2.3 Amostragem para estimativas de biomassa (Inventário Florestal)

Cada unidade amostral básica do IFN-RJ, é composta por 4 subunidades de 20 m x 50 m, subdivididas em 10 sub-parcelas de 10 m x 10 m (SFB, 2018). Estas subunidades foram dispostas em forma de cruz, voltadas para os quatro pontos cardeais (Norte, Sul, Leste e Oeste) e distanciadas 50 m do ponto central. O estrato arbóreo foi amostrado obedecendo o critério de inclusão de indivíduos com Diâmetro a Altura do Peito ($DAP \geq 10$ cm). Foram registrados para cada indivíduo incluído na amostra, os valores de DAP, Altura total (Ht) e Altura do fuste (Hf). Para correta identificação botânica dos indivíduos arbóreos, em cada unidade amostral foi

coletado pelo menos um exemplar botânico de cada espécie amostrada. A identificação das amostras botânicas foi realizada por uma equipe de taxonomistas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ.

Apesar das unidades amostrais apresentarem uma área amostral fixa de 4.000 m², devido a condições naturais e antrópicas, como por exemplo, afloramentos rochosos e áreas desmatadas, muitas unidades foram amostradas parcialmente. Em função disso, com base na classificação de campo do tipo de cobertura de cada sub-parcela (10 m x 10 m), foram recalculadas às áreas amostrais efetivas das unidades amostrais e suas subunidades, excluindo do quantitativo total as áreas não amostradas por impedimentos ou sem cobertura florestal. Dessa forma as subunidades do inventário de tamanho fixo (20 m x 50 m = 1000 m²) apresentaram uma área amostral efetiva variável de 100 a 1.000 m².

3.2.4 Estimativas dos estoques de biomassa

Para estimar a biomassa estocada em cada uma das 165 unidades amostrais foram aplicadas equações alométricas específicas para as principais formações florestais da Mata Atlântica (FOD, FES, REF), desenvolvidas localmente (GAUI et al., 2024), além de uma equação genérica, considerando o conjunto total de dados para estimar os estoques da cobertura florestal do estado como um todo (**Tabela 1**). Devido à ausência de uma equação específica para FED, a biomassa desta cobertura florestal foi estimada pela aplicação de uma equação genérica para a cobertura florestal do Estado do Rio de Janeiro (GAUI et al., 2024).

Tabela 1 - Equações alométricas utilizadas para estimar a biomassa acima do nível do solo das principais fitofisionomias da Floresta Atlântica e para a cobertura total de floresta do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Fitofisionomias	Equações alométricas	Syx%	Ryy	AIC	Power
Geral	$B_s = 0.0002 \times D_{ap}^{1.519} \times H_t^{0.8251}$	27.65	0.9218	-426.87	2.2998
FOD	$B_s = 1.52 \times 10^{-4} \times D_{ap}^{1.465} \times H_t^{0.9627}$	29.73	0.9073	-184.7	2.2274
FES	$B_s = 0.0003 \times D_{ap}^{1.6954} \times H_t^{0.5059}$	23.35	0.9531	-140.27	1.6086
REF	$B_s = 0.05 + 1.83 \times 10^{-5} \times (D_{ap}^2 \cdot H_t)$	25,21	0,7969	-130.04	1.2925

Dap, diâmetro a altura do peito (cm); Ht, altura total (m); Bs, Biomassa seca; Syx%, erro padrão relativo da estimativa; ryy, coeficiente de correlação; AIC, critério de Akaike; FES, Floresta Estacional Semidecidual; FOD, Floresta Ombrófila Densa; REF, Restinga Florestada.

3.2.5 Estimativa da composição de espécies arbóreas, riqueza e diversidade

Para avaliar a relação entre a composição de espécies arbóreas e o estoque de carbono foram gerados dois eixos principais de ordenação *Non-metric Multidimensional Scaling* (NMDS), com dados de abundância das espécies e utilizando o índice de similaridade de *Bray-Curtis*. A riqueza de espécies foi calculada pelo número de espécies, com DAP ≥ 10 cm, encontradas por unidade amostral. A diversidade foi obtida pelo índice de diversidade de Shannon, amplamente utilizado para quantificar a diversidade de espécies em uma comunidade ecológica. Esta medida considera tanto o número de espécies (riqueza) quanto a distribuição relativa das espécies (equidade ou uniformidade) e reflete a incerteza de prever a identidade de uma espécie escolhida aleatoriamente de uma amostra (MAGURRAN, 1988).

3.2.6 Variáveis ambientais

Para investigar o papel das variáveis ambientais no estoque de biomassa acima do solo foram utilizados dados de solos coletados localmente e dados bioclimáticos extraídas do repositório WorldClim (FICK; HIJMANS, 2017). Ao todo foram utilizadas 17 variáveis de clima, relacionadas a temperatura e precipitação (**Tabela 2**).

A amostragem do solo foi realizada de acordo com os protocolos definidos na metodologia do IFN (SFB, 2018). Foram coletadas amostras de solo de 0 a 20 cm de profundidade no ponto central em cada uma das 165 unidade amostrais selecionadas para o presente estudo. As amostras de solos foram coletadas de acordo com os protocolos do “Manual de descrição e coleta de solo no campo” (SANTOS et al., 2015). Ao todo foram avaliadas 15 variáveis edáficas de textura e fertilidade dos solos, expressas pelo teor de macro e micronutrientes no solo (**Tabela 2**).

Tabela 2 - Variáveis ambientais utilizadas no presente estudo para avaliar a o efeito do clima e solo no estoque de biomassa acima do solo na cobertura de Floresta Atlântica do Estado do Rio de Janeiro (Brasil). As 15 variáveis de clima foram extraídas do repositório WorldClim e as 19 variáveis edáficas foram quantificadas de amostras coletadas localmente nas unidades amostrais do IFN-RJ.

Variáveis Ambientais		
Clima	BIO1 -	Temperatura média anual
	BIO4 -	Sazonalidade da temperatura

BIO5 -	Temperatura máxima no mês mais quente
BIO6 -	Temperatura média no mês mais frio
BIO7 -	Amplitude térmica anual (BIO5-BIO6)
BIO8 -	Temperatura média do trimestre mais úmido
BIO9 -	Temperatura média do trimestre mais seco
BIO10 -	Temperatura média do trimestre mais quente
BIO11 -	Temperatura média no trimestre mais frio
BIO12 -	Precipitação anual
BIO13 -	Precipitação no mês mais úmido
BIO14 -	Precipitação no mês mais seco
BIO15 -	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)
BIO16 -	Precipitação do trimestre mais úmido
BIO17 -	Precipitação no trimestre mais seco
BIO18 -	Precipitação do trimestre mais quente
BIO19 -	Precipitação do trimestre mais frio

Solos	PH -	pH em água
	Ca -	Cálcio (cmol _c /kg)
	Mg -	Magnésio (cmol _c /kg)
	K -	Potássio (cmol _c /kg)
	AT -	Acidez trocável (cmol _c /kg)
	AP -	Acidez Potencial (cmol _c /kg)
	Al -	Alumínio (cmol _c /kg)
	SB -	Soma de bases - Valor S (cmol _c /kg)
	CTC_e -	CTC Efetiva - t (cmol _c /kg)
	CTC_t -	CTC a pH 7,0 - T (cmol _c /kg)
	V -	Índice de saturação de base - V %
	M -	Índice de saturação de alumínio - m %
	P -	Fósforo Assimilável (mg/kg)
	TA -	Teor de Argila (g/kg)
DS -	Densidade do Solo (g/cm ³)	

3.2.7 Efeito das variáveis ambientais (solo e clima), da composição, diversidade e riqueza de espécies arbóreas na biomassa viva acima do solo

Para avaliar se o estoque de biomassa é significativamente influenciado pelas variáveis ambientais e/ou se a composição de espécies, riqueza e diversidade têm efeito significativo no estoque de biomassa foram realizadas análises por Modelos Mistos. A biomassa acima do solo foi utilizada como variável dependente no modelo e as variáveis ambientais (climáticas e edáficas), riqueza, diversidade e composição, como variáveis independentes.

Mesmo com a inclusão de uma série de variáveis explicativas no modelo, outros efeitos não mensurados e contabilizados no modelo podem desempenhar um papel importante na variável resposta (estoque de biomassa). Dessa forma, considerando que existem diferenças florísticas e de estoque de biomassa entre as formações florestais e que as variáveis ambientais incluídas no modelo podem não ser suficientes para captar variações entre as categorias de floresta (FOD, FES, RF), estas categorias foram incluídas como variáveis randômicas no modelo (FORTIN et al., 2018).

Inicialmente foi montado um modelo global contendo todas as variáveis explanatórias no modelo. A partir desse modelo global, obtivemos todos os submodelos com combinações de variáveis não correlacionadas (r de Pearson $> 0,6$), utilizando a função dredge do pacote MuMIN (BARTÓN, 2009). Dentre todas as possibilidades de combinações de variáveis, selecionamos o melhor submodelo com base no menor Critério de Informação de Akaike, AIC). Quando os submodelos apresentaram diferença no AIC igual ou inferior a 2 (BURNHAM et al., 2011), em relação ao melhor submodelo, foi realizada a inferência multi-modelo (BURNHAM et al., 2011), por meio da função model.avg do pacote MuMin (BARTÓN, 2009). Para os modelos em que um único submodelo apresentou um delta AIC inferior a 2 em relação aos demais, este modelo foi escolhido. Todas as análises foram realizadas com auxílio do programa computacional R v. 3.4.1 (R Core Team, 2019).

Foram gerados 4 modelos globais, sempre considerando a biomassa como variável resposta. O modelo global 1 (Eq.1) incluiu a composição de espécies representada pelo primeiro eixo da NMDS e todas as variáveis de solos e clima, modelo global 2 (Eq.2) incluiu a riqueza de espécies e todas as variáveis de solos e clima, modelo 3 (Eq.3) a diversidade de espécies e todas as variáveis de solos e clima e o modelo global 4 (Eq.4), todas as variáveis de solos e clima. Para todos os modelos globais as fitofisionomias foram consideradas como variáveis randômicas.

Modelo Global 1: Biomassa ~ composição + solos + clima + (1| fitofisionomia) **(Eq. 1)**

Modelo Global 2: Biomassa ~ riqueza + solos + clima + (1| fitofisionomia) **(Eq. 2)**

Modelo Global 3: Biomassa ~ diversidade + solos + clima + (1| fitofisionomia) **(Eq. 3)**

Modelo Global 4: Biomassa ~ solos + clima + (1| fitofisionomia) **(Eq. 4)**

Todas as variáveis independentes foram padronizadas: escalonadas e centralizada com médias iguais a zero, a fim de evitar problemas de ajuste e possibilitar a comparação dos coeficientes de cada modelo. Todos os modelos (categóricos e contínuos) atenderam aos critérios de homocedasticidade e normalidade dos resíduos (modelos gaussianos) e apresentaram ausência de hyper-dispersão (modelos binomiais). Para cada modelo, também realizamos uma comparação para avaliar o impacto da variável aleatória ‘fitofisionomia’ na explicação da biomassa e da composição florística, por meio dos coeficientes de determinação (R^2 condicional e R^2 marginal).

3.3 Resultados

Variações na biomassa acima do solo na Floresta Atlântica do Rio de Janeiro estão correlacionadas com a composição florística local, diversidade, riqueza de espécies e com diversas variáveis climáticas e edáficas. Nossos resultados de correlação bivariada evidenciaram que a biomassa foi relacionada com diversas variáveis climáticas, edáficas e principalmente com a composição florística representada pelo primeiro eixo da NMDS (52.08%), com a riqueza e a diversidade. A relação foi especialmente forte entre biomassa e composição florística (NMDS1: $cor = -0.73$; $p < 0.001$), riqueza ($cor = 0.72$; $p < 0.001$) e diversidade ($cor = 0.51$; $p < 0.001$; Tabela 3). Com relação as variáveis de precipitação como, precipitação no mês mais seco (Bio 14), precipitação no trimestre mais seco (Bio 17) e precipitação no trimestre mais frio (Bio 19), nossos resultados evidenciam que no geral, locais com maior precipitação apresentam significativamente uma maior biomassa (**Tabela 3**). Enquanto locais com maior sazonalidade de precipitação (Bio 15) apresentam menores valores de biomassa viva acima do solo ($cor = -0.27$; $p < 0.001$; Tabela 3). Dentre as variáveis de temperatura, a temperatura média no mês mais frio (Bio 6) e temperatura média no trimestre mais frio (Bio 11), apresentaram correlação bivariada negativa com a biomassa: menor biomassa em áreas de maior temperatura (**Tabela 3**).

Em relação as variáveis edáficas, a densidade do solo foi a variável mais fortemente correlacionada com a biomassa. Áreas com maior densidade do solo e em geral, solos mais arenosos, tendem a ter uma menor biomassa viva acima do solo. As variáveis edáficas, Magnésio, índice de saturação de base e pH também apresentaram correlações bivariadas negativas com a biomassa acima do solo (Tabela 3). Em contraste, o teor de alumínio, acidez trocável, acidez potencial, índice de saturação de alumínio e capacidade de troca catiônica (i.e. cálcio, magnésio, potássio, sódio e alumínio), apresentaram uma relação bivariada positiva e significativa com a

biomassa acima do solo. Este efeito observado da capacidade de troca catiônica na biomassa é particularmente causado pela presença do teor do alumínio na estimativa da CTC, visto que a soma de bases trocáveis (i.e. cálcio, magnésio, potássio, sódio), apesar de não ser significativa a um nível de 5% (cor = -0.11; p = 0.15), apresenta uma correlação bivariada negativa com a biomassa acima do solo.

Tabela 3 - Correlação bivariada (teste de Pearson) entre a variável resposta (biomassa viva acima do solo) e as variáveis explicativas: composição florística, riqueza, diversidade, 15 variáveis edáficas (textura e teor de macro e micronutrientes do solo) e 17 variáveis de clima (precipitação e temperatura).

Variáveis explicativas		AGB	p-value
Composição florística	MDS1	-0.73	<0.0001
Riqueza	Nº espécies	0.72	<0.0001
Diversidade	Shannon	0.55	<0.0001
Solos	Al	0.39	<0.001
	AT	0.40	<0.001
	AP	0.35	<0.001
	CTC_t	0.29	<0.001
	M	0.25	<0.001
	K	0.07	0.39
	Ca	-0.05	0.50
	P	-0.08	0.29
	SB	-0.11	0.16
	Mg	-0.18	0.02
	V	-0.28	<0.001
	PH	-0.35	<0.001
	TA	0.13	0.10
	DS	-0.40	<0.001
	Clima	Bio1	-0.09
Bio4		0.14	0.07
Bio5		0.02	0.81
Bio6		-0.18	0.02
Bio7		0.18	0.02
Bio8		-0.05	0.55
Bio9		-0.01	0.93
Bio10		-0.05	0.54
Bio11		-0.16	0.04
Bio12		0.04	0.65
Bio13		-0.15	0.05
Bio14		0.28	<0.001
Bio15		-0.27	<0.001

Bio16	-0.13	0.09
Bio17	0.28	<0.001
Bio18	-0,13	0.11
Bio19	0.30	<0.001

A composição florística variou em função das quatro fitofisionomias da Mata Atlântica predominantes na cobertura florestal do estado do Rio de Janeiro, abordadas no presente estudo. Em termos de composição, a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual são mais semelhantes, sendo sutil e gradativamente separadas pelo primeiro eixo da NMDS (**Figura 2**). Estas duas fitofisionomias concentram os maiores estoques de biomassa, com os maiores valores observados nas Florestas Ombrófilas Densas. Em contraste, as Florestas Estacionais Deciduais e as Restingas são diferenciadas das demais fitofisionomias pelo segundo eixo da NMDS, sendo possível observar que as Florestas Deciduais apresentam uma composição florística com espécies comuns as Florestas Semideciduais, em transição para as Florestas de Restinga. Apesar da semelhança florística entre as Florestas Semideciduais e Deciduais, em termos de estoque de biomassa, as Florestas Deciduais se assemelham mais as Florestas de Restinga, com menores estoques (**Figura 2**).

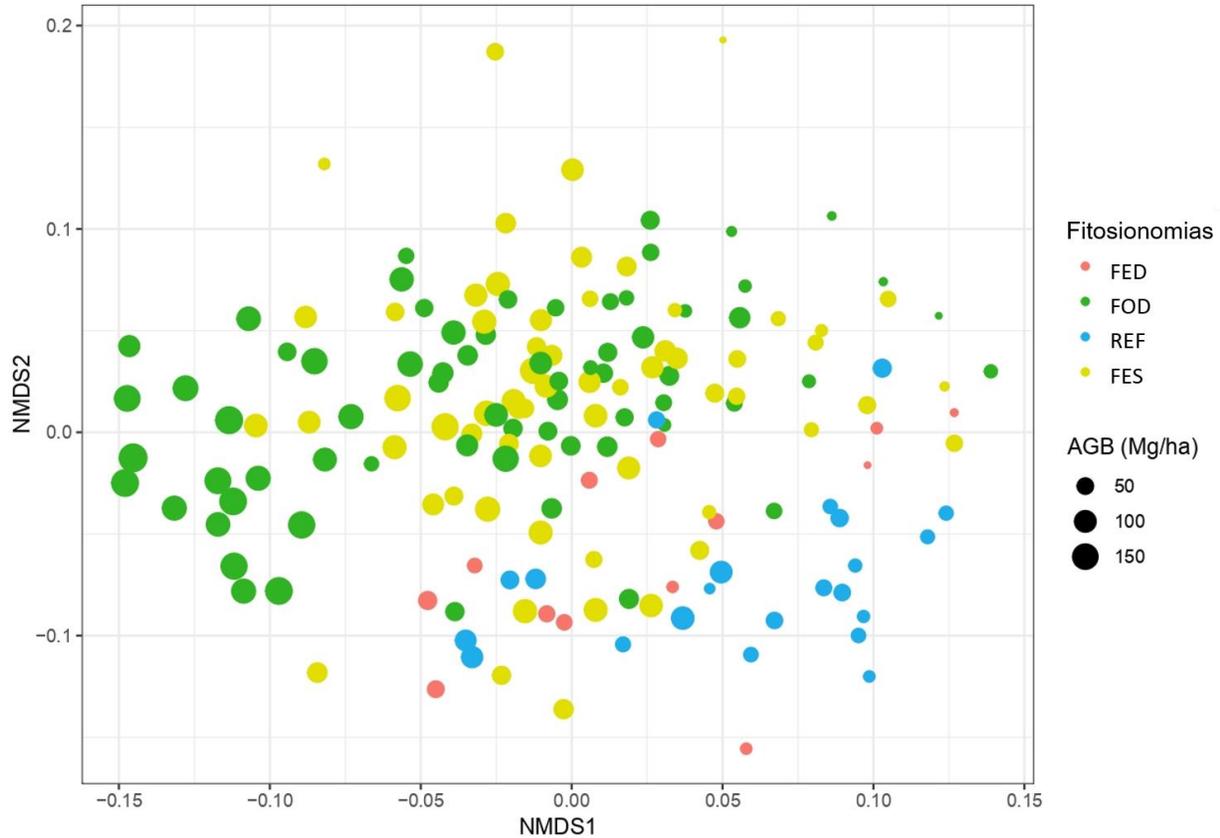


Figura 2 - Variação da composição florística ao longo dos eixos de ordenação e diferenças dos estoques de biomassa (representado pelo tamanho dos círculos), entre as principais fitofisionomias da cobertura de Floresta Atlântica do Estado do Rio de Janeiro: Floresta Ombrófila Densa (FOD; círculos verdes), Floresta Estacional Semidecidual (FES; círculos amarelos), Floresta Estacional Decidual (FED; círculos laranjas) e Restinga Florestada (RF; círculos azuis).

3.3.1 Composição florística

Para avaliar o efeito da composição de espécies arbóreas e das variáveis ambientais (clima e solo), os nove melhores modelos ($\Delta AIC \leq 2$) foram utilizados para gerar a inferência multi-modelo, evidenciando um efeito preponderante da composição florística, seguido do efeito positivo da precipitação no trimestre mais seco (Bio17) e negativo da sazonalidade da precipitação (Bio15; Tabela 4; Figura 3). As demais variáveis de clima e solos não apresentaram efeito significativo na biomassa.

O resultado da média dos modelos selecionados indica uma explicação de 65% da variação na biomassa (R^2 condicional), enquanto o modelo excluindo a fitofisionomia como variável aleatória explica 60% da variação (R^2 marginal). A composição florística explica a maior

parte da variação na biomassa (Estimate = -28.5; Erro padrão ajustado = 2.66; $p < 0.001$; Tabela 4), a um nível de significância de 5%. As únicas variáveis climáticas que contribuíram significativamente para o modelo foram a precipitação no trimestre mais seco (Estimate = 15.86; Erro padrão ajustado = 7.06; $p = 0.02$), com efeito positivo na biomassa; e a sazonalidade da precipitação (Estimate = -12.14; Erro padrão ajustado = 6.1; $p = 0.05$; Tabela 4), com efeito negativo. Todas as demais variáveis não apresentaram efeito significativo na biomassa acima do solo quando consideradas no modelo linear misto.

Tabela 4 - Resultado do multi-modelo gerado com base nos 9 melhores modelos ($\Delta AIC \leq 2$) considerando o modelo global 1. Modelo global 1 considera a biomassa como variável resposta, a composição florística (NMDS1) e as variáveis de solos e clima (correlação ≤ 0.6) como variáveis predictoras. Variáveis com efeito significativo na biomassa acima do solo estão representadas em negrito. Para cada variável predictor, a estimativa representa o coeficiente padronizado.

Variables	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z-value	Pr(> z)
(Intercept)	70.45	7.26	7.32	9.62	<0.001***
Al	5.36	4.93	4.97	1.08	0.28
Bio11	1.70	8.84	8.88	0.19	0.85
Bio14	7.52	5.07	5.10	1.47	0.14
Bio5	-3.79	8.79	8.82	0.43	0.67
Ca	4.09	3.73	3.76	1.09	0.28
CTC_t	-0.47	4.46	4.49	0.11	0.92
DS	-3.75	3.48	3.50	1.07	0.28
K	2.79	2.76	2.78	1.00	0.32
MDS1	-28.50	2.66	2.69	10.61	<0.001***
Mg	-2.01	2.93	2.95	0.68	0.50
P	-1.51	2.40	2.42	0.63	0.53
TA	-5.04	2.96	2.98	1.69	0.09
Bio6	-4.73	5.26	5.29	0.90	0.37
Bio15	-12.14	6.06	6.10	1.99	0.05*
Bio17	15.86	7.01	7.06	2.25	0.02*
Bio4	-5.08	6.39	6.44	0.79	0.43

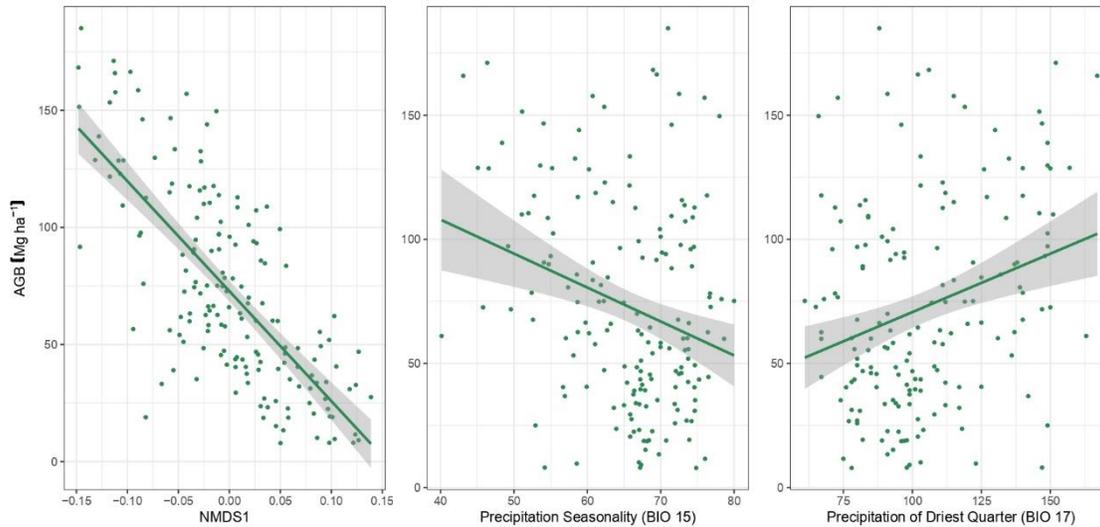


Figura 3 - Correlação bivariada da biomassa acima do solo com a composição florística (NMDS1) e as variáveis preditoras climáticas que apresentaram correlação significativa no modelo misto ajustado.

3.3.2 Riqueza de espécies

Para avaliar o efeito da riqueza de espécies e das variáveis ambientais (solos e clima) na biomassa, os dois melhores modelos ($\Delta AIC \leq 2$) foram utilizados para gerar a inferência multi-modelo evidenciando um efeito preponderante da riqueza, seguido de um efeito positivo da precipitação no mês mais seco e negativo do teor de magnésio no solo (Tabela ; Figura 4). O resultado da média dos modelos selecionados indica uma explicação de 66% da variação na biomassa (R^2 condicional), enquanto o modelo excluindo a fitofisionomia como variável aleatória explica 57% da variação (R^2 marginal). Ao nível de 5% de significância, a riqueza explica a maior parte da variação na biomassa (Estimate = 27; Erro padrão ajustado = 2.42; $p < 0.001$; Tabela 5). A única variável climática que contribuiu significativamente para o modelo foi a precipitação no mês mais seco (Estimate = 12.86; Erro padrão ajustado = 4.91; $p = 0.01$; Tabela 5). Dentre as variáveis edáficas, somente o teor de magnésio do solo, contribuiu significativamente para o modelo (Estimate = -5.5; Erro padrão ajustado = 2.8; $p = 0.05$; Tabela 5), com efeito negativo na biomassa. Todas as demais variáveis não apresentaram efeito significativo na biomassa acima do solo quando consideradas no modelo linear misto, incluindo riqueza.

Tabela 5 - Resultado do multi-modelo gerado com base nos dois melhores modelos ($\Delta AIC \leq 2$) considerando o modelo global 2. Modelo global 2 considera a biomassa como variável resposta, a riqueza e as variáveis de solo e clima (correlação ≤ 0.6) como variáveis preditoras. Variáveis com efeito

significativo na biomassa acima do solo estão representadas em negrito. Para cada variável preditora, a estimativa representa o coeficiente padronizado.

Variables	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)
(Intercept)	68.39	7.48	7.54	9.07	<0.001***
Al	-2.91	4.83	4.87	0.60	0.55
Bio11	8.96	5.28	5.32	1.68	0.09
Bio14	12.86	4.87	4.91	2.62	0.01**
Bio5	-10.32	5.52	5.56	1.86	0.06
Ca	2.38	3.65	3.68	0.65	0.52
CTC_t	6.44	4.31	4.35	1.48	0.14
DS	-6.57	3.34	3.36	1.95	0.05
K	1.97	2.68	2.70	0.73	0.47
Mg	-5.50	2.78	2.81	1.96	0.05*
P	-2.49	2.29	2.31	1.08	0.28
Riqueza	27.07	2.40	2.42	11.19	<0.001***
TA	-3.40	2.89	2.92	1.17	0.24

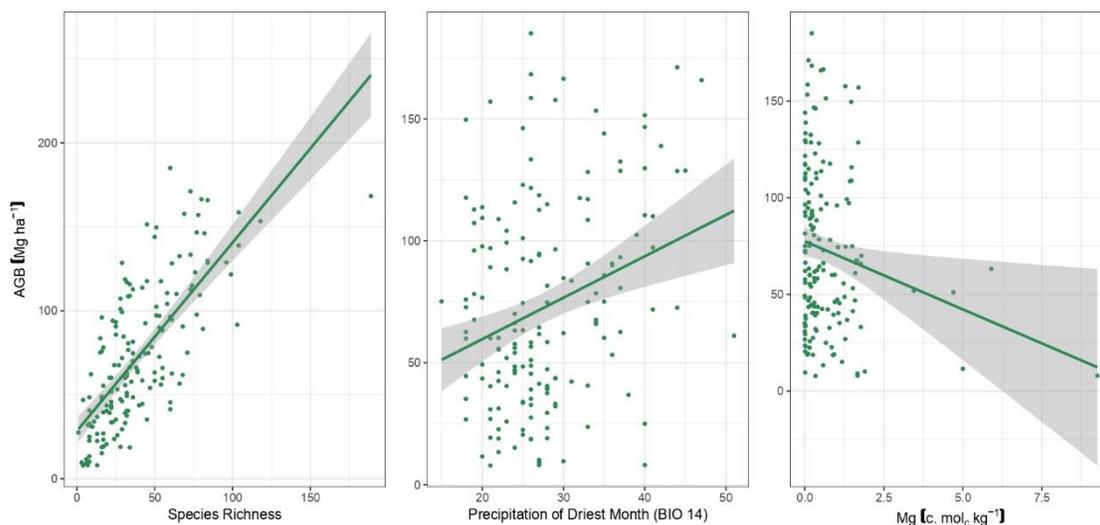


Figura 4 - Correlação bivariada da biomassa acima do solo com a riqueza de espécies e as variáveis preditoras edáficas e climáticas que apresentaram correlação significativa no modelo misto ajustado.

3.3.3 Diversidade

Para avaliar o efeito da diversidade de espécies arbóreas (Shannon) e das variáveis ambientais (solos e clima), os dois melhores modelos ($\Delta AIC \leq 2$) foram utilizados para gerar a

inferência multi-modelo, que evidenciou efeito positivo significativo da diversidade de espécies, assim como das variáveis climáticas, temperatura média do trimestre mais frio (Bio11) e precipitação no mês mais seco (Bio14); e efeito negativo significativo da temperatura máxima no mês mais quente (Bio5; Tabela 6; Figura 5). O resultado da média dos modelos selecionados indica uma explicação de 52% da variação na biomassa (R^2 condicional), enquanto o modelo excluindo a fitofisionomia como variável aleatória explica 42% da variação (R^2 marginal). Ao nível de significância de 5%, a diversidade de espécies explica parte da variação da biomassa (Estimate = 19.64; Erro padrão ajustado = 2.76; $p < 0.001$; Tabela 6). As variáveis climáticas que contribuíram significativamente para o modelo foram a Bio 5, com forte efeito negativo na biomassa (Estimate = -22.7; Erro padrão ajustado = 6.48; $p < 0.001$), seguida pela Bio 14 (Estimate = 19.66; Erro padrão ajustado = 5.7; $p < 0.001$) e Bio 11 (Estimate = 18.6; Erro padrão ajustado = 6.29; $p = 0.003$; Tabela 6), com efeito positivo na biomassa. Nenhuma variável edáfica avaliada no modelo linear misto apresentou efeito significativo na biomassa acima do solo.

Tabela 6 - Resultado do multi-modelo gerado com base nos dois melhores modelos ($\Delta AIC \leq 2$) considerando o modelo global 3. Modelo global 3 considera a biomassa como variável resposta, a diversidade de espécies (Shannon) e as variáveis de solos e clima (correlação ≤ 0.6) como variáveis predictoras. Variáveis com efeito significativo na biomassa acima do solo estão representadas em negrito. Para cada variável predictor, a estimativa representa o coeficiente padronizado.

Variables	Estimate	Std.Error	Adjusted SE	z-value	Pr(> z)
(Intercept)	67.31	7.76	7.82	8.60	<0.001***
Al	9.58	5.53	5.58	1.72	0.09
Bio11	18.60	6.24	6.29	2.96	0.003**
Bio14	19.66	5.67	5.72	3.44	<0.001***
Bio5	-22.70	6.43	6.48	3.50	<0.001***
Ca	5.00	4.23	4.27	1.17	0.24
CTC_t	0.19	5.11	5.15	0.04	0.97
DS	-5.59	3.95	3.98	1.41	0.16
K	4.32	3.17	3.20	1.35	0.18
Mg	-4.12	3.32	3.35	1.23	0.22
P	-1.80	2.79	2.81	0.64	0.52
Shannon	19.64	2.74	2.76	7.12	<0.001***
TA	-4.38	3.37	3.40	1.29	0.20

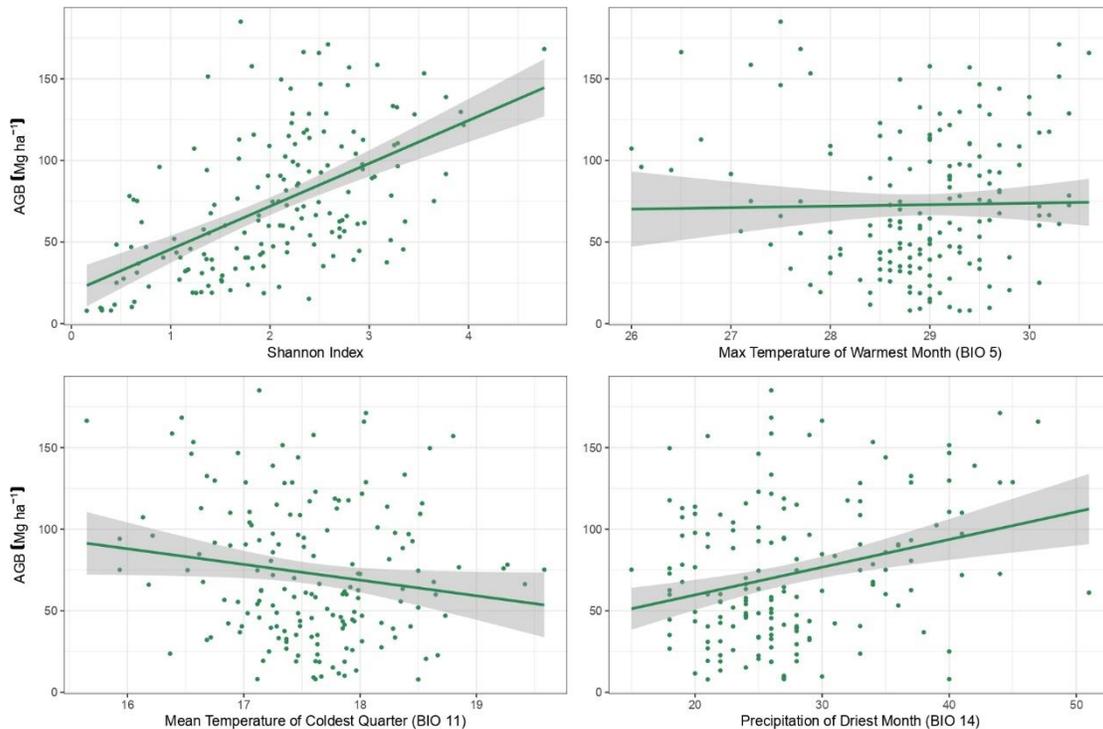


Figura 5 - Correlação bivariada da biomassa acima do solo com a diversidade de espécies (Shannon) e as variáveis predictoras edáficas e climáticas que apresentaram correlação significativa no modelo misto ajustado.

3.3.4 Efeito exclusivo das variáveis ambientais (solos e clima) na biomassa

Na ausência de informações de composição florística, riqueza e diversidade de espécies arbóreas, variáveis climáticas e edáficas são predictoras significantes da biomassa (Tabela 7; Figura 6). Excluindo o efeito das variáveis, composição florística, riqueza e diversidade, apenas um modelo foi selecionado ($\Delta AIC \leq 2$). Nossos resultados do modelo linear misto, indicam uma explicação do modelo de 36% (R^2 condicional), enquanto o modelo excluindo a fitofisionomia como variável aleatória explica 29% da variação da biomassa (R^2 marginal).

Dentre as variáveis climáticas, a precipitação no mês mais seco (Bio14) teve um efeito significativo positivo na biomassa (Tabela 7). Em contraste, a temperatura máxima no mês mais quente (Bio5) teve um efeito significativo negativo: áreas com temperatura máxima mais elevada no mês mais quente apresentam menor biomassa. Com relação as variáveis edáficas, somente o

teor de cálcio (Ca) teve um efeito positivo e significativo na biomassa, enquanto magnésio, densidade do solo e fosforo um efeito significativo negativo.

Tabela 7 - Resultado do melhor submodelo ($\Delta AIC \leq 2$) considerando o modelo global 4. Modelo global 4 considera a biomassa como variável resposta e as variáveis de solos e clima (correlação ≤ 0.6) como variáveis preditoras. Variáveis com efeito significativo na biomassa acima do solo estão representadas em negrito. Para cada variável preditora, a estimativa representa o coeficiente padronizado.

Variables	Estimate	Std. Error	t-value	p-value
(Intercept)	72.79	2.79	26.09	<0.001***
Al	10.90	6.48	1.68	0.09
Bio11	13.73	7.09	1.94	0.05
Bio14	19.78	6.37	3.10	0.002**
Bio5	-19.55	7.33	-2.67	0.01**
Ca	10.50	4.90	2.14	0.03*
CTC_t	3.60	5.92	0.61	0.54
DS	-9.17	4.33	-2.12	0.04*
K	1.26	3.59	0.35	0.73
Mg	-10.28	3.74	-2.75	0.01**
P	-8.14	3.11	-2.61	0.01**
TA	-3.15	3.32	-0.95	0.34

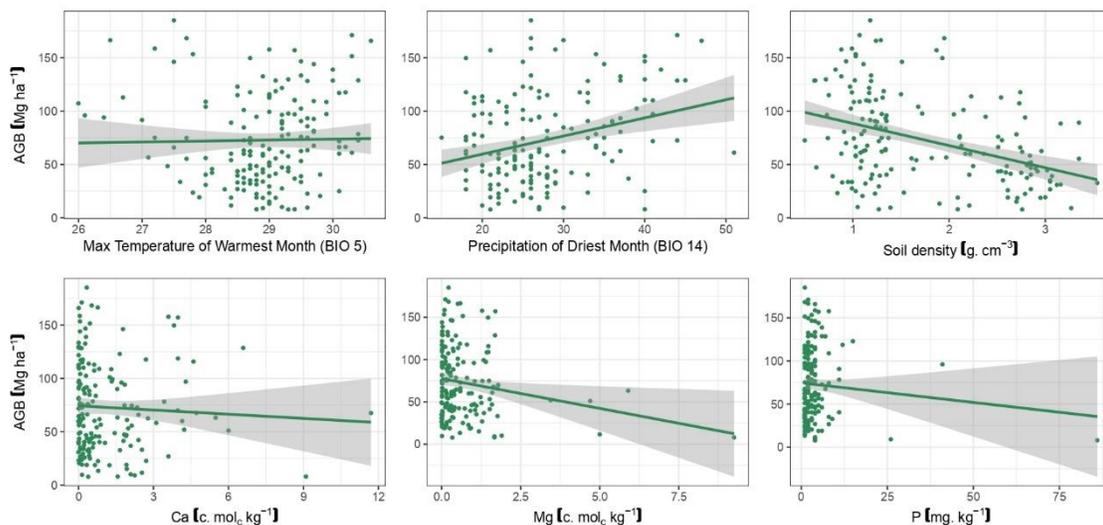


Figura 6 - Correlação bivariada da biomassa acima do solo com as variáveis preditoras edáficas e climáticas que apresentaram correlação significativa no modelo misto ajustado.

3.4 Discussão

3.4.1 Composição florística, riqueza e diversidade: biomassa

Os resultados evidenciam que a composição florística, riqueza e a diversidade de espécies arbóreas têm efeito preponderante na biomassa em relação as variáveis ambientais (solos e clima), inseridas como variáveis preditivas nos modelos. Para a composição de espécies, observamos uma relação positiva e significativa com a biomassa, sendo também evidente o efeito da precipitação (Tabela 3). Em termos de riqueza, áreas com maior número de espécies tendem a apresentar maior biomassa, seguido de um efeito positivo da precipitação no mês mais seco e negativo do teor de magnésio do solo (Tabela 4). Quanto à diversidade (índice de diversidade de Shannon), a relação observada também é positiva, indicando que áreas mais diversas em termos de espécies arbóreas tendem a estocar mais biomassa (Tabela 5). Esse modelo revelou ainda que a precipitação no mês mais seco (Bio14) e a temperatura média no trimestre mais frio (Bio11) têm efeito positivo na biomassa, enquanto a variável climática, temperatura máxima no mês mais quente (Bio5) tem efeito negativo no estoque de biomassa viva acima do solo.

De maneira geral, os resultados evidenciam que mesmo considerando o efeito das variáveis climáticas e edáficas, a composição de espécies, riqueza e diversidade têm um efeito positivo na biomassa estocada acima do solo, corroborando com o encontrado na literatura para diferentes biomas e fitofisionomias ao longo do globo (TILMAN et al., 1996; CADOTTE et al., 2013; CAVANAUGH et al., 2014; POORTER et al., 2015; COELHO DE SOUZA et al., 2019). Estas variáveis, em especial a composição de espécies, estão correlacionadas com variações edáficas e climáticas ao longo da paisagem, potencialmente obscurecendo/reduzindo o efeito observado das variáveis de solos e clima como preditoras da biomassa. Áreas com solos mais férteis, maior disponibilidade hídrica e temperaturas amenas, propiciam condições mais favoráveis para o estabelecimento e crescimento de um conjunto maior de espécies (TER, STEEGE et al., 2003; TUOMISTO et al., 2016; MOULATLET et al., 2017) e conseqüentemente, maiores estoques de biomassa viva acima do solo (MALHI et al., 2006; BARALOTO et al., 2011; QUESADA et al., 2012). Em contraste, em áreas que apresentam uma maior restrição ambiental, com climas mais secos, solos mais pobres em teor de nutrientes ou temperaturas mais extremas, impõe filtros ambientais e limitações ao estabelecimento e desenvolvimento de espécies arbóreas, resultando em áreas de menor riqueza, menor diversidade e menor biomassa (FAUSET et al., 2012; GIRARDIN et al., 2013; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017).

A relação observada entre composição florística, elevada riqueza e diversidade de espécies com a biomassa viva acima do solo pode estar associada à complementariedade no uso dos recursos. Uma maior riqueza e diversidade de espécies amplia a variação de características funcionais dentro da comunidade, promovendo a complementariedade de nichos (LOUREAU AND HECTOR, 2001; CARDINALE et al., 2007; CARDINALE et al., 2012; TILMAN et al., 2014). Isso significa que diferentes espécies ocupam diferentes funções ecológicas, capturando recursos de maneira mais eficiente e utilizando esses recursos de forma otimizada em relação a áreas menos diversas. Esse processo resulta em maior produtividade, pois a coexistência de espécies com diferentes adaptações e características funcionais permite o aproveitamento mais completo dos nutrientes, da água e da luz disponível no ecossistema. Como consequência, áreas com maior diversidade tendem a apresentar um maior acúmulo de biomassa, refletindo uma maior eficiência no uso dos recursos (SRIVASTAVA et al., 2012; CAVANAUGH et al., 2014; TILMAN et al., 2014; POORTER et al., 2015; COELHO DE SOUZA et al., 2019), corroborando com os resultados encontrados no presente estudo. Alternativamente, o efeito da riqueza, diversidade e composição na biomassa pode estar relacionado a um efeito de seleção, no qual áreas de maior riqueza e diversidade tem uma maior probabilidade de conterem espécies mais produtivas.

Vale destacar que o efeito da composição, riqueza e diversidade de espécies tende a ser mais evidente em escalas espaciais menores, como parcelas de 0,1 e 0,04 ha (POORTER et al., 2015; SULLIVAN et al., 2017). Em pequenas escalas, observa-se geralmente uma baixa riqueza de espécies devido ao tamanho reduzido da amostragem. Em contraste, em escalas espaciais maiores, é provável que haja maior redundância de espécies. Em geral, em pequenas escalas, a relação positiva entre diversidade e carbono é mais forte, mas esse efeito tende a diminuir ou a desaparecer a medida que a escala aumenta (CHILSON et al., 2013; POORTER et al., 2015; SULLIVAN et al., 2017).

3.4.2 O efeito dos solos e clima na biomassa viva acima do solo

Os resultados evidenciam que o clima e os solos desempenham um papel importante na biomassa viva acima do solo, influenciando diretamente a capacidade de crescimento e armazenamento de carbono das florestas da Mata Atlântica. Estes padrões encontrados neste estudo corroboram amplamente com evidências da literatura (TER STEEGE et al., 2006;

QUESADA et al., 2012; JIMÉNEZ-MUNÓZ et al., 2016). De maneira geral, em maiores escalas espaciais, o clima é um preditor mais forte da distribuição de espécies e da biomassa em comparação com as variáveis edáficas. No entanto, o efeito das variáveis edáficas tende a ser mais forte em escalas espaciais mais locais. Em um estudo que investigou a influência da estrutura da vegetação, clima, fertilidade e textura do solo na alometria de árvores em uma Floresta Atlântica hiperdiversa e estruturalmente complexa no Estado do Rio de Janeiro, o estresse hídrico, textura do solo e, em menor grau a área basal, fertilidade do solo e precipitação foram fortes preditores da altura e volume das árvores (CYSNEIROS et al., 2021). Outro estudo realizado em 220 parcelas permanente em áreas de floresta tropical na Bolívia, 91% das espécies estão relacionadas a precipitação, 72% a temperatura, 47% a fertilidade dos solos e 44% a textura dos solos (TOLEDO et al., 2012). Em escalas mais regionais ou locais, o solo assume um papel preponderante, principalmente em função da baixa variação climática e dos teores de nutrientes e textura do solo, que atuam como um filtro na seleção de espécies, influenciando diretamente na capacidade de crescimento e estoque de biomassa nestes ambientes.

3.4.3 O efeito do clima na biomassa viva acima do solo

Nos modelos mistos, que avaliaram os efeitos da composição florística, riqueza e diversidade de espécies na biomassa, tendo as variáveis ambientais (solos e clima) como covariáveis, as variáveis climáticas tiveram um efeito significativo maior nos modelos em comparação ao menor efeito das variáveis edáficas. No modelo que evidenciou a forte relação da composição florística com a biomassa, as variáveis de precipitação também tiveram efeito significativo na biomassa. A precipitação no trimestre mais seco (Bio17) teve um efeito positivo e a sazonalidade da precipitação (Bio15), um efeito negativo na biomassa: quanto maior a sazonalidade da precipitação, menor o estoque de biomassa. Para os modelos com a inclusão das variáveis preditoras riqueza e diversidade e para o modelo apenas com variáveis climáticas e edáficas (sem a inclusão de qualquer medida de riqueza, diversidade e composição), a precipitação no mês mais seco (Bio14) teve um efeito positivo na biomassa nos 3 modelos avaliados. Estas variáveis de precipitação, especialmente a Bio14 e Bio17 estão relacionadas a disponibilidade hídrica no período de restrição do crescimento e incremento de biomassa, imposta pela seca, o que pode explicar a importância destas variáveis de clima no estoque de biomassa.

O stress hídrico é, de fato, um dos maiores desafios fisiológicos para espécies de árvores tropicais (ENGELBRECHT et al., 2007; TOLEDO et al., 2012). Gradientes de precipitação e disponibilidade hídrica estão relacionados tanto a maior riqueza e diversidade de espécies (TER STEEGE et al., 2003), quanto a maiores estoques de biomassa (QUESADA et al., 2012). Por exemplo, elevada disponibilidade hídrica aumenta a duração da estação de crescimento, o que, por sua vez, promove o crescimento, a sobrevivência e o recrutamento das plantas, resultando assim em maior produtividade e biomassa acima do solo. Em particular, em áreas de maior restrição hídrica, as espécies estão sujeitas a sofrer maior falha hidráulica, definida como uma interrupção da capacidade de transporte de água em toda planta devido à embolia dos vasos do xilema, o que pode levar a maior mortalidade induzida pela limitação hídrica e consequentemente menores taxas de crescimento e estoques de biomassa (TAVARES et al., 2023).

A única variável climática relacionada a temperatura que apresentou efeito significativo na biomassa foi a temperatura máxima no mês mais quente (Bio5). Esta variável (BIO 5) teve um efeito negativo na biomassa tanto no modelo de diversidade quanto no modelo que incluiu somente as variáveis climáticas e edáficas como preditoras da biomassa. Este resultado evidencia que áreas com maiores temperaturas tendem a apresentar menor biomassa viva acima do solo, corroborando com o encontrado por outros autores para florestas tropicais (QUESADA et al., 2012; TOLEDO et al., 2012; SULLIVAN et al., 2020; LARJAVAARA et al., 2021). De maneira geral, áreas com temperaturas mais altas tendem a apresentar menor crescimento e menor estoque de biomassa, devido ao impacto das temperaturas elevadas em processos fisiológicos, como a fotossíntese, que depende de uma faixa térmica específica para funcionar de forma ideal (CROUS et al., 2021; KITUDOM et al., 2022). Além disso, períodos de elevada temperatura podem ocasionar na redução do sequestro de carbono e no aumento da mortalidade arbórea e consequente drástica perda nos estoques de biomassa.

O aumento das temperaturas pode reduzir o crescimento das árvores em florestas tropicais, onde as temperaturas já são naturalmente altas (CLARK et al., 2003; SULLIVAN et al., 2020). Essa diminuição da biomassa em função do aumento da temperatura é consistente com o fato de que altas temperaturas durante o dia reduzem as taxas de assimilação de CO₂ devido ao aumento da fotorrespiração ou à maior duração do fechamento estomático (CLARK et al., 2003; DUSUNGE et al., 2018). As taxas de fotossíntese e respiração aumentam exponencialmente dentro de faixas favoráveis de temperatura até um valor crítico, a partir deste ponto, as taxas de

produtividade diminuam, afetando diretamente na biomassa estocada. É importante considerar que mesmo em escalas mais regionais onde a temperatura não apresenta uma grande amplitude de variação, a sua relação negativa com a biomassa corrobora com o encontrado na literatura. Por exemplo, um estudo realizado em florestas tropicais da Bolívia evidencia que mesmo em uma faixa muito estreita de temperaturas (por exemplo, de 24 a 27 °C), grande parte das espécies arbóreas são sensíveis à variação de temperatura (TOLEDO et al., 2012).

3.4.4 O efeito dos solos na biomassa

Os solos tiveram um efeito preponderante nos estoques de biomassa em comparação ao clima, quando analisadas as variáveis ambientais (solos e clima) sem a inclusão das variáveis preditoras composição florística, riqueza e diversidade de espécies, corroborando com nossa hipótese. Nesse modelo, as variáveis edáficas que tiveram um efeito significativo na biomassa foram a densidade do solo, cálcio (Ca), magnésio (Mg) e fósforo (P) e, sendo somente o cálcio com efeito positivo. Para os demais modelos, o solo apresentou relevância na determinação da biomassa, somente no modelo com riqueza, onde o magnésio teve um efeito negativo na biomassa, semelhante aos anteriores: quanto maior o teor de magnésio no solo, menor o estoque de biomassa.

O resultado observado de menor biomassa em áreas de maior densidade do solo pode estar relacionado ao fato de que essas regiões correspondem a manchas específicas de restinga florestada, localizadas em áreas com solos de textura arenosa e inundáveis. A textura arenosa do solo está fortemente associada à alta densidade aparente, especialmente em ambientes como as florestas de restinga, onde os solos são predominantemente formados por Neossolos Quartzarênicos, ricos em areia (NETO et al., 2023). Em geral, em solos arenosos, a drenagem é rápida devido à presença de macroporos, que permitem o escoamento livre da água. Contudo, em situações de saturação hídrica prolongada (como ocorre em solos de restinga com lençol freático mais superficiais), a água preenche completamente esses poros, o que reduz a quantidade de espaço livre para o ar (oxigênio) e aumenta a pressão sobre as partículas de areia. Esse aumento de pressão pode causar uma leve reorganização e compactação das partículas, resultando em uma densidade aparente mais elevada. Assim, a combinação de alta densidade e baixa porosidade limita a disponibilidade de nutrientes e a fertilidade do solo, comprometendo o crescimento e a produtividade das espécies.

Dentre os nutrientes, o cálcio foi o único que apresentou uma relação positiva com a biomassa, corroborando com resultados da literatura em que solos mais férteis tendem a apresentar maior biomassa (QUESADA et al., 2012; TOLEDO et al., 2012). No entanto, em contraste observado na literatura (PAOLI et al., 2007; QUESADA et al., 2012), magnésio e fósforo apresentaram um efeito negativo na biomassa acima do solo. Os efeitos significativos e negativos destes dois nutrientes (magnésio e fósforo) na biomassa podem estar relacionados aos elevados teores destes elementos nestas áreas de restinga que estão sob maior influência do mar. Esta influência marítima aumenta o fornecimento de magnésio no solo e o acúmulo de matéria orgânica, levando, conseqüentemente, ao aumento dos teores de fósforo. No entanto, apesar da maior concentração destes nutrientes, os ambientes de restinga estão submetidos a fortes filtros ambientais, que restringem o acúmulo de biomassa acima do solo. Na Restinga, podem ocorrer inundações periódicas com água doce ou salobra, o que representa um forte filtro ambiental, pois poucas espécies arbóreas têm a capacidade de se estabelecer e sobreviver em condições adversas de elevada saturação hídrica do solo (OLIVEIRA; JOLY, 2010). Esse forte filtro ambiental, também pode restringir a capacidade das espécies de processar e estocar carbono em sua biomassa.

É importante ressaltar que as fitofissionomias foram eficientes como variáveis categóricas no modelo (R^2 marginal > R^2 condicional). Portanto, a inclusão da fitofisionomia como variável categórica melhorou a explicação dos modelos, evidenciando que possivelmente outras variáveis não mensuradas, como a área basal e o tamanho máximo das árvores, poderiam estar relacionadas a biomassa (BARALOTO et al., 2011). Em particular, outras variáveis não mensuradas, como arquitetura das copas (JUCKER et al., 2015; WILLIAMS et al., 2017), podem estar sendo representadas pela variável categórica, fitofisionomia, nos modelos. Estudos indicam que áreas de floresta com arquitetura e densidade de copas mais complementares (compactação de copas) estão relacionadas a maior produtividade e conseqüente maior biomassa (JUCKER et al., 2015; WILLIAMS et al., 2017). Além destas, variáveis de clima e solos não mensuradas no presente estudo também podem estar sendo representadas indiretamente pela fitofisionomia, como por exemplo o teor de fósforo total e o déficit hídrico climático.

Na presente tese, foi analisado o teor de fósforo assimilável que é frequentemente considerado como o melhor indicador da quantidade de fósforo no solo disponível para as plantas. No entanto, o teor de fósforo total tem uma relação mais direta com o aumento da

produtividade de madeira em florestas tropicais (QUESADA et al., 2012). Isso sugere que não são apenas as formas de fósforo imediatamente disponíveis que podem estar associadas a biomassa viva acima do solo. Provavelmente, todo o reservatório de fósforo que interage com o crescimento da floresta em escalas de tempo mais longas deve ser considerado na investigação do papel das variáveis edáficas em importantes funções ecossistêmicas como o estoque de biomassa. Em particular, estudos que incluem apenas o teor de fósforo assimilável podem minimizar ou obscurecer o efeito do fósforo na produtividade e conseqüentemente na biomassa da floresta. Portanto, futuros estudos devem considerar incluir o teor de fósforo total para avaliar o efeito dos solos na biomassa acima do solo.

3.5 Conclusão

De maneira geral, os resultados encontrados no presente estudo indicam que as variáveis ambientais, edáficas e climáticas, são importantes preditoras da biomassa. Além disso, áreas de maior riqueza, diversidade e composição florística apresentam uma maior biomassa arbórea viva acima do solo, sendo importante para tomada de decisões estratégicas voltadas para a conservação. A conservação de ambientes com maior riqueza, diversidade e composição florística mais distinta, associados a maior biomassa, representa uma situação de "*win-win*", especialmente frente às mudanças climáticas globais. O efeito das variáveis ambientais na biomassa ressalta a vulnerabilidade dos estoques florestais às mudanças climáticas e reforça a importância da conservação de áreas mais diversas, que desempenham um papel crucial no estoque de carbono. Proteger esses ecossistemas permite manter suas funções essenciais, como o sequestro de carbono e a regulação do clima, enquanto preserva a biodiversidade, garantindo benefícios tanto para a natureza quanto para a sociedade em longo prazo. Os resultados encontrados aqui indicam, portanto, que existe uma sinergia entre preservar florestas diversas e proteger importantes funções ecossistêmicas como o estoque de biomassa.

3.6 Bibliografia

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

- Baraloto, C., Rabaud, S., Molto, Q., Blanc, L., Fortunel, C., Hérault, B., Dávila, N., Mesones, I., Rios, M., Valderrama, E.; Fine, P.V.A., 2011. Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests. *Global Change Biology* 17, 2677-2688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02432.x>.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., Huyvaert, K.P., 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65, 23-35. <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6>.
- Bartón K., 2024. MuMIn: Multi-Model Inference. R package (Version 1.48.4), <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Cadotte, M.W., 2013. Experimental evidence that evolutionarily diverse assemblages result in higher productivity. *PNAS* 110, 8996-9000. <https://doi.org/10.1073/pnas.1301685110>.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>.
- Cardinale, B.J., Wright, J.P., Cadotte, M.W., Carroll, I.T., Hector, A., Srivastava, D.S., Loreau, M., Weis, J.J., 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *PNAS* 104, 18123-18128. <https://doi.org/10.1073/pnas.0709069104>.
- Cavanaugh, K.C., Gosnell, J.S., Davis, S.L., Ahumada, J., Boundja, P., Clark, D.B., Mugerwa, B., Jansen, P.A., O'brien, T.G., Rovero, F., Sheil, D., Vasquez, R., Andelman, S., 2014. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. *Global Ecology and Biogeography* 23, 563-573. <https://doi.org/10.1111/geb.12143>.
- Chisholm, R.A. et al., 2013. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. *Journal of Ecology* 101, 1214-1224. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12132>.
- Clark, D. A., Piper, S.C., Keeling, C.D., Clark, D.B., 2003. Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984–2000. *Proceedings of the national academy of sciences* 100, 5852-5857. <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.0935903100>.
- Coelho, M.A.N., Baumgratz, J.F.A., Lobão, A.Q., Sylvestre, L.S., Trovó, M., Silva, L.A. E., 2017. Flora of Rio de Janeiro state: an overview of Atlantic Forest diversity. *Rodriguésia* 68, 1-11. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768101>.
- Coelho de Souza, F. et al., 2019. Evolutionary diversity is associated with wood productivity in Amazonian forests. *Nature - Ecology & Evolution* 3, 1754-1761. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1007-y>.
- Coelho de Souza, F. et al., 2016. Evolutionary heritage influences Amazon tree ecology. *Proceedings of the Royal Society - Biological Sciences* 283, 20161587. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1587>.

- Crous, K.Y., Uddling, J., Kauwe, M.G., 2022. Temperature responses of photosynthesis and respiration in evergreen trees from boreal to tropical latitudes. *New Phytologist* 234, 353–374. doi: 10.1111/nph.17951.
- Cysneiros, VC, Pelissari, AL, Souza, FC, Orso, GA, Gai, TD, Machado, SA, Carvalho, DC, Silveira-Filho, TB, 2021. Integrating climate, soil and stand structure into allometric models: An approach of site-effects on tree allometry in Atlantic Forest. *Ecological Indicators* 127, 107794. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107794>.
- Dusenge, M.E., Duarte, A.G., Way, D.A., 2019. Plant carbon metabolism and climate change: elevated CO₂ and temperature impacts on photosynthesis, photorespiration and respiration. *New Phytologist* 221, 32–49. <https://doi.org/10.1111/nph.17951>.
- Engelbrecht, B.M.J., Comita, L.S., Condit, R., Kursar, T.A., Tyree, M.T., Turner, B.L., Hubbell, S.P., 2007. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature* 447, 80–82. <https://doi.org/10.1038/nature05747>
- Esquivel-Muelbert, A. et al., 2017. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. *Ecography* 40, 618–629. <https://doi.org/10.1111/ecog.01904>.
- Fauset, S., Baker, T.R., Lewis, S.L., Feldpausch, T.R., Affum-Baffoe, K., Foli, E.G., Hamer, K.C., Swaine, M. D., 2012. Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in Ghana. *Ecology letters* 15, 1120–1129. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01834.x>.
- Fick, S. E.; Hijmans, R. J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37, 4302–4315, <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- Fletcher, R., Fortin, M.-J., 2018. *Spatial Ecology and Conservation Modeling: Applications with R*, first ed. Springer, Berlin. 541p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-01989-1>.
- Gai, T.D., Cysneiros, V.C., Coelho de Souza, F., Souza, H.J., Silveira-Filho, T.B., Carvalho, D.C., Pace, J.H.C., Vidaurre, G.B., Miguel, E.P., 2024. Biomass Equations and Carbon Stock Estimates for the Southeastern Brazilian Atlantic Forest. *Forests* 15, 1568. <https://doi.org/10.3390/f15091568>.
- Girardin, C.A.J. et al., 2013. Productivity and carbon allocation in a tropical montane cloud forest in the Peruvian Andes. *Plant Ecology & Diversity* 7, 107–123. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.820222>.
- Jimenez-Munoz, J.C., Mattar, C., Barichivich, J., Santamaria-Artigas, A., Takahashi, K., Malhi, Y., Sobrino, J.A., Schrier, G., 2016. Record breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. *Scientific reports* 6, 33130. <https://doi.org/10.1038/srep33130>.
- Jucker, T., Bouriaud, O., Coomes, DA, Baltzer, J., 2015. Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests. *Functional Ecology* 29, 1078–1086. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12428>.
- Kitudoma, N., Fauset, S., Zhou, Y., Fan, Z., Li, M., He, M., Zhang, S., Xu, K., Lin, H., 2022. Thermal safety margins of plant leaves across biomes under a heatwave. *Science of The Total Environment* 806, 150416. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150416>.

- Larjavaara M., Lu X., Chen X., Vastaranta M., 2021. Impact of rising temperatures on the biomass of humid old-growth forests of the world. *Carbon Balance Manage* 16. <https://doi.org/10.1186/s13021-021-00194-3>.
- Loreau, M., Hector, A., 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412, 72-76. <https://doi.org/10.1038/35083573>.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity*, first ed. Blackwell Science Ltd., Oxford. 272p. <https://doi.org/10.2307/4126959>.
- Maia, V.A., Souza, C.R., Aguiar-Campos, N., Fagundes, N.C.A., Santos, A.B.M., Paula, G.G.P., Santos, P.F., Silva, W.B., Menino, G.C.O., Santos, R.M., 2020. Interactions between climate and soil shape tree community assembly and above-ground woody biomass of tropical dry forests. *Forest Ecology and Management* 474, 118348. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118348>.
- Malhi, Y. et al., 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12, 1107-1138. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01120.x>.
- Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Brandon, K., 2005. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19, 601-611. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00709.x>.
- Morrone, J.J., 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa* 1, 001–110. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3782.1.1>.
- Moulatlet, G.M., Zuquim, G., Figueiredo, F.O.G., Lehtonen, S., Emilio, T., Ruokolainen, K., Tuomisto, H., 2017. Using digital soil maps to infer edaphic affinities of plant species in Amazonia: Problems and prospects. *Ecology and evolution* 7, 8463-8477. <https://doi.org/10.1002/ece3.3242>.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Oliveira, V.C., Joly, C.A., 2010. Flooding tolerance of *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae): morphological, physiological and growth responses. *Trees* 24:185-193. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-009-0392-2>
- Paoli, G.D., Curran, L.M., Slik, J.W.F., 2008. Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. *Oecologia* 155, 287–299. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0906-9>.
- Pereira, M.G., Anjos, L.H.C., Neto, E.C.S., Pinheiro Junior, C.R., 2023. *Solos do Rio de Janeiro: Gênese, Classificação e Limitações ao Uso Agrícola*, first ed. Atena, Ponta Grossa. <https://doi.org/10.22533/at.ed.273232510>.
- Neto, E.C.S., Pereira, M.G., Gaudi, T.D., Carvalho, D.C., Lima, S.S., Cysneiros, V.C., 2023. Organismos, in: Pereira, M.G., Anjos, L.H.C., Neto, E.C.S., Pinheiro Junior, C.R. (Eds.), *Solos do Rio de Janeiro: Gênese, Classificação e Limitações ao Uso Agrícola*, first ed. Atena, Ponta Grossa., pp. 103-142. <https://doi.org/10.22533/at.ed.273232510>.
- Poorter, L. et al., 2015. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography* 24, 1314-1328, <https://doi.org/10.1111/geb.12364>.

Quesada, C.A. et al., 2012. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, 9, 2203-2246. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2203-2012>.

R CORE TEAM., 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>.

Santos, R.D.; Lemos, R.C.; Santos, H.G.; Ker, J.C.; Anjos, L.H.C.; Shimizu, S.H., 2013. Manual de descrição e coleta de solo no campo, sixth ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa.

Santos, H. G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C., Oliveira, V.A., Lumberreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Araujo Filho, J.C., Oliveira, J.B., Cunha, T.J.F., 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, fifth ed. Embrapa, Brasília.

Scarano, F.R., 2002. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Annals of Botany* 90, 517–524. <https://doi.org/10.1093/aob/mcf189>.

SEA - Secretaria de Estado do Ambiente, 2018. Livro Vermelho da Flora Endêmica do Estado do Rio de Janeiro, first ed. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SFB - Serviço Florestal Brasileiro. 2018. Inventário Florestal Nacional: Rio de Janeiro - principais resultados, first ed. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Srivastava, D.S., Cadotte, M.W., MacDonald, A.A., Marushia, R.G., Mirotchnick N., 2012. Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecology letters* 15, 637-48. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01795.x>.

Sullivan, M.J. et al., 2017. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific reports* 7, 39102. <https://doi.org/10.1038/srep39102>.

Sullivan et al., 2020. Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. *Science* 368, 869-874. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7578>.

Tavares et al., 2023. Basin-wide variation in tree hydraulic safety margins predicts the carbon balance of Amazon forests. *Nature* 617, 111–117 <https://doi.org/10.1038/s41586-023-05971-3>

ter Steege, H. et al., 2003. A spatial model of tree alpha-diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 12, 2255-2277. <https://doi.org/10.1023/A:1024593414624>.

ter Steege, H., Pitman, NC, Phillips, OL, Chave, J., Sabatier, D., Duque, A., Molino, JF, Prevoist, MF, Spichiger, R., Castellanos, H., von Hildebrand, P., Vasquez R., 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*, 443, 444-7. <https://doi.org/10.1038/nature05134>.

Tilman, D., Isbell, F., Cowles, J.M., 2014. Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, 471-493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>.

Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T. Lehman, C., 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294, 843-845. <https://doi.org/10.1126/science.1060391>.

Tilman, D., Wedin, D., Knops J., 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379, 718-720. <https://doi.org/10.1038/379718a0>.

Toledo, M., Peña-Claros, B., F., Alarcón, A., Balcázar, J., Chuvina, J., Leño, C., Licona, J. C., Poorter, L., 2012. Distribution patterns of tropical woody species in response to climatic and edaphic gradients. *Journal of Ecology* 100, 253-263. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01890.x>

Tuomisto, H., Poulsen, A.D., Ruokolainen, K., Moran, R.C., Quintana, C., Celi J., Canas G., 2003. Linking floristic patterns with soil heterogeneity and satellite imagery in Ecuadorian Amazonia. *Ecological Applications* 13, 352-371. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0352:LFPWSH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0352:LFPWSH]2.0.CO;2).

IUSS - International Union of Soil Sciences Working Group, 2022. World reference base for soil resources: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, fourth ed. International Union of Soil Sciences, Vienna. <https://doi.org/10.18174/527882>.

Wang, S., Isbell, F., Deng, W., Hong, P., Dee, LE, Thompson, P., Loreau, M., 2021. How complementarity and selection affect the relationship between ecosystem functioning and stability 102, e03347. <https://doi.org/10.1002/ecy.3347>.

Williams, L.J., Paquette, A., Cavender-Bares, J., Messier, C., Reich, P.B., 2017. Spatial complementarity in tree crowns explains overyielding in species mixtures. *Nature - Ecology & Evolution*, 1, 0063. <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0063>

4 CONCLUSÃO GERAL

Estimar os estoques de biomassa e como os atuais padrões observados variam ao longo do gradiente ambiental ainda é um desafio, particularmente nas florestas hyperdiversas da Mata Atlântica. Neste contexto, a presente tese buscou desenvolver equações alométricas que permitam estimar com precisão os estoques de biomassa na Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro e avaliar quais os fatores são determinantes na variação destes estoques ao longo do gradiente edafoclimático do estado. De maneira geral, os resultados da presente tese mostraram que equações de biomassa desenvolvidas localmente são essenciais para obtenção de estimativas precisas dos estoques de biomassa (capítulo 2). As equações ajustadas para as principais fitofisionomias da Floresta Atlântica do estado do Rio de Janeiro, aplicadas a dados do Inventário Florestal Nacional, permitiram estimar com precisão os estoques de biomassa e carbono armazenados na cobertura florestal do estado. Em comparação com resultados obtidos pelo uso de equação genérica pantropical, amplamente utilizada na literatura, os estoques de biomassa acima do solo das florestas do Rio de Janeiro, foram superestimados em 11,7%.

As equações específicas e genérica, desenvolvidas para a cobertura de floresta Atlântica do estado do Rio de Janeiro são importantes ferramentas para obtenção de estimativas precisas dos estoques de biomassa. O conhecimento destes estoques e da variabilidade da biomassa armazenada ao longo da cobertura florestal do estado são fundamentais para a gestão destas florestas e na definição de áreas prioritárias para políticas de conservação, especialmente frente as mudanças climáticas. Importantes políticas de incentivo a conservação, como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), além do mercado voluntário de carbono em expansão, também dependem do conhecimento dos estoques e serviços florestais, dentre eles, do carbono armazenado na floresta. Apesar de grande parte dos projetos do mercado voluntário estar concentrado na Amazônia, a Mata Atlântica apresenta um elevado potencial para mitigação das mudanças climáticas globais e iniciativas no bioma estão se tornando cada vez mais frequentes.

Estes resultados também são relevantes e servem de base para a criação de um mecanismo financeiro de crédito de carbono, que o estado do Rio de Janeiro busca implementar como parte de política estadual de mudanças do clima. Por fim, dada a crescente pressão da especulação imobiliária e dos empreendimentos de infraestrutura no estado do Rio de Janeiro, recomenda-se o uso dessas equações desenvolvidas localmente para projetos de licenciamento ambiental. Essa

aplicação permitiria não apenas quantificar o volume de madeira a ser removido, mas também o correspondente estoque de carbono, fornecendo uma linha de base para que as autoridades ambientais competentes exijam medidas compensatórias para essas emissões.

Superado o ajuste dos modelos e a estimativa dos estoques de biomassa e carbono, investigou-se o efeito da composição florística, riqueza, diversidade de espécies arbóreas e das variáveis ambientais de solos e clima nos estoques de biomassa viva acima do solo (capítulo 3). Nesse capítulo confirmaram-se as hipóteses de que a composição florística, riqueza e diversidade de espécies arbóreas desempenham um papel importante na determinação da biomassa viva acima do solo e as variáveis edáficas relacionadas à textura e fertilidade dos solos explicam uma maior variabilidade nos estoques de biomassa em comparação às variáveis climáticas.

Ao investigar quais fatores determinam a variação da biomassa arbórea acima do solo, os resultados encontrados evidenciam que as variáveis ambientais, edáficas e climáticas, são importantes preditoras da biomassa. Além disso, áreas de maior riqueza, diversidade e composição florística mais distinta, apresentam uma maior biomassa arbórea viva acima do solo, sendo, portanto, fundamentais para tomada de decisões estratégicas de conservação. O efeito das variáveis ambientais na biomassa ressalta a vulnerabilidade dos estoques florestais às observadas e previstas mudanças climáticas e reforça a importância da conservação de áreas biodiversas, que desempenham um papel essencial nos estoques de carbono. Proteger esses ecossistemas ajuda a manter suas funções ecossistêmicas fundamentais, como o sequestro de carbono e a regulação climática, ao mesmo tempo que preserva a biodiversidade, garantindo benefícios tanto para a natureza quanto para a sociedade a longo prazo. Assim, os resultados indicam uma sinergia entre a conservação de florestas com alta riqueza, diversidade e composição de espécies diversa e a proteção de importantes funções ecossistêmicas, como o estoque de biomassa.

Com base nas principais conclusões do presente estudo recomenda-se que novas equações específicas sejam desenvolvidas para outras fitofisionomias da Mata Atlântica, como as florestas de mangue e para outras regiões e estados de ocorrência desse bioma. Estas equações desenvolvidas localmente podem ser potencialmente relevantes para aprimorar a precisão dessas estimativas dos estoques de biomassa e carbono, viabilizando políticas de incentivo econômico a conservação. Recomenda-se também que futuros estudos avaliem os efeitos de outros fatores na determinação da variação da biomassa arbórea acima do solo, como o teor de fósforo assimilável pelas plantas, déficit hídrico e outras medidas de diversidade. É importante ressaltar que a

riqueza, diversidade e composição florística consideradas na abordagem da presente tese, fazem parte de uma das facetas da diversidade, a diversidade taxonômica. No entanto, a diversidade funcional e a diversidade filogenética são aspectos adicionais que incluem diversas características como arquitetura de copa, teor de nutrientes nas folhas, altura máxima da floresta e diâmetro máximo da floresta, que estão relacionados a produtividade e conseqüentemente aos estoques de biomassa das florestas e podem, portanto, ser considerados em futuros estudos. Além disso, diante dos crescentes estudos de análises geoespaciais, os resultados da presente tese podem servir de subsídio para a calibração de ferramentas de sensoriamento remoto para o monitoramento dos estoques florestais em grandes escalas. Recomenda-se que novos estudos sejam realizados com a integração de análises geoespaciais que permitirão mapear a distribuição espacial dos estoques de biomassa ao longo da cobertura florestal do estado, possibilitando assim a definição de áreas prioritárias a conservação e a gestão do território.

MATERIAL SUPPLEMENTAR

Supplementary Information for Gaudi et al., 2024. Biomass equations and carbon stock estimates for the southeastern Brazilian Atlantic Forest.

Method non-destructive data collection

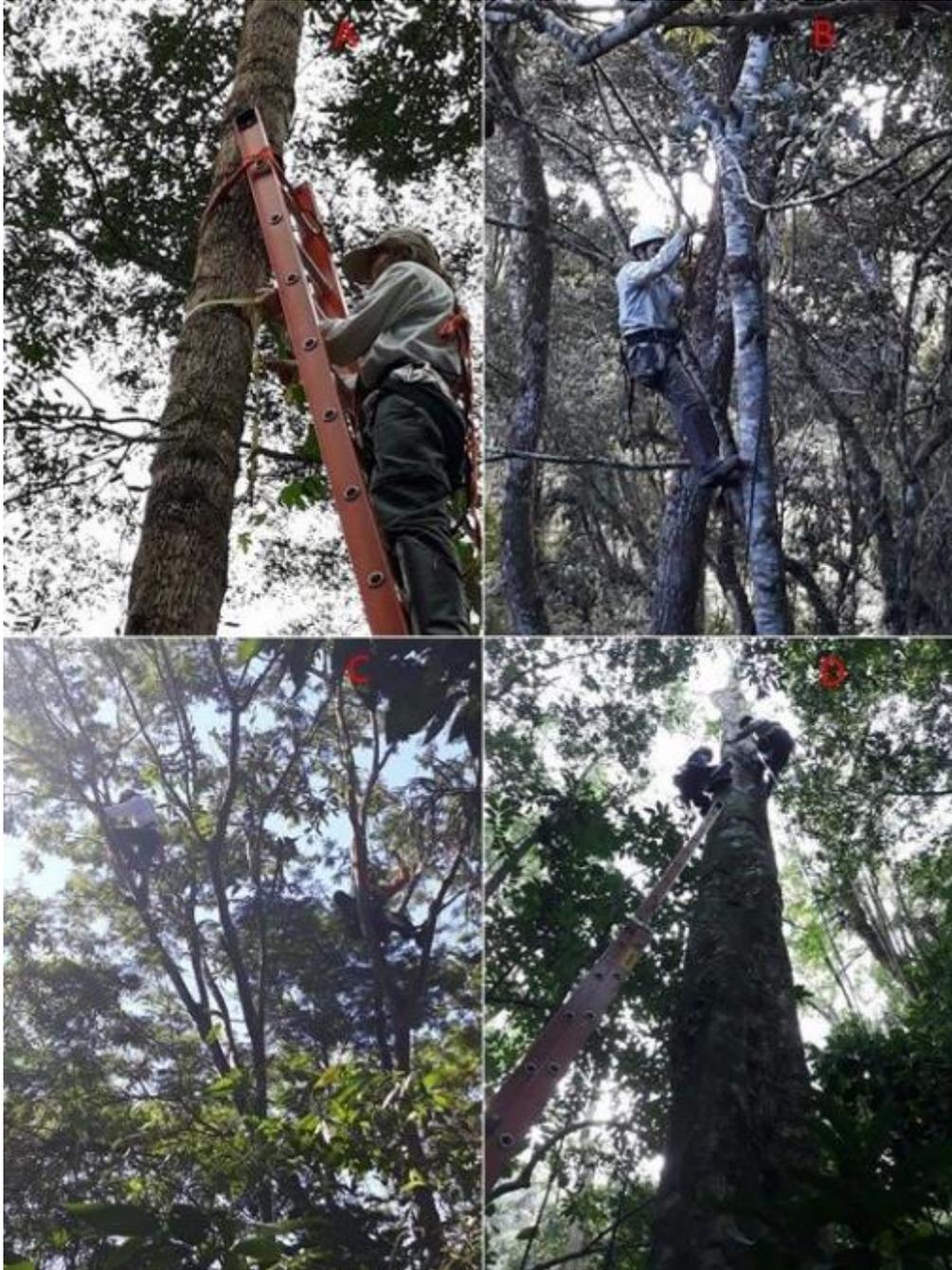


Figure S1 - Non-destructive climbing method for tree measurements. (A): tree stem measurements with ladder; (B): tree stem measurements with climbing equipment; (C): tree crown measurements with climbing equipment; (D): adapted method with two measurers for large trees.

Selection of the best models

To evaluate the model fits, we used graphical and statistical criteria, including the correlation coefficient (r); the relative standard error of the estimate ($Syx\%$, Eq.2), which indicates estimate precision; the Akaike Information Criterion (AIC), which guides model selection based on information content; and graphical analysis of residuals.

Local-Generic Model

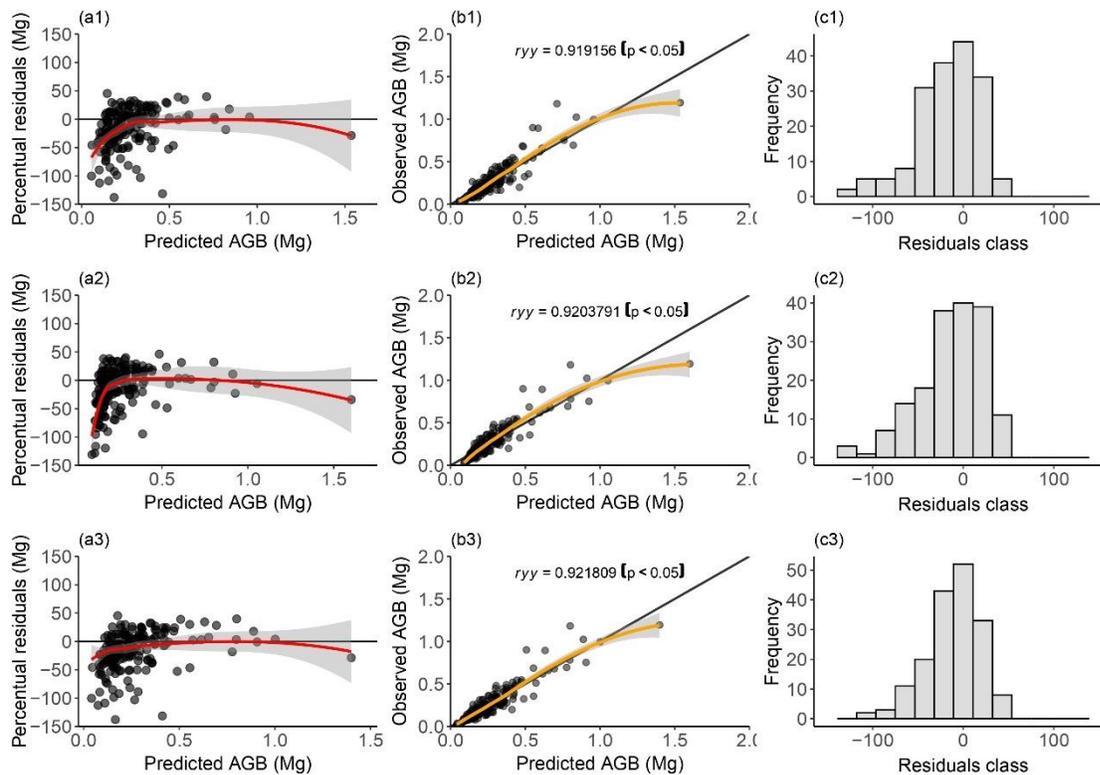


Figure S2 - Graphical analysis of percentage residuals (a1, a2, a3), correlations between observed and predicted above-ground biomass values (b1, b2, b3), and frequency histogram of the relative errors (c1, c2, c3) produced by the models of Husch (a1, b1, c1), Spurr (a2, b2, c2), and Schumacher and Hall (a3, b3, c3) based on the total dataset to estimate the total above-ground biomass in the Atlantic Forest cover of Rio de Janeiro state, Brazil.

Rainforest (RAF)

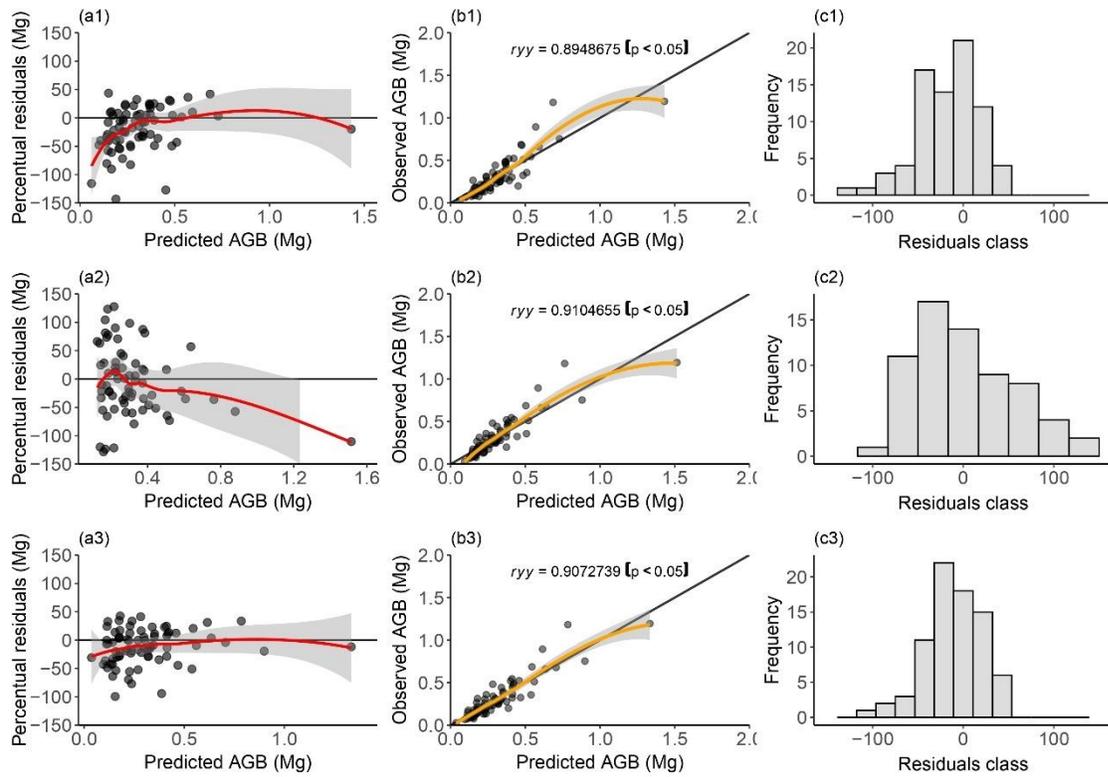


Figure S3 - Graphical analysis of percentage residuals (a1, a2, a3), correlations between observed and predicted above-ground biomass values (b1, b2, b3), and frequency histogram of the relative errors (c1, c2, c3) produced by the models of Husch (a1, b1, c1), Spurr (a2, b2, c2), and Schumacher and Hall (a3, b3, c3) to estimate the total above-ground biomass of Rainforests in Rio de Janeiro state, Brazil.

Semideciduous Forest (SF)

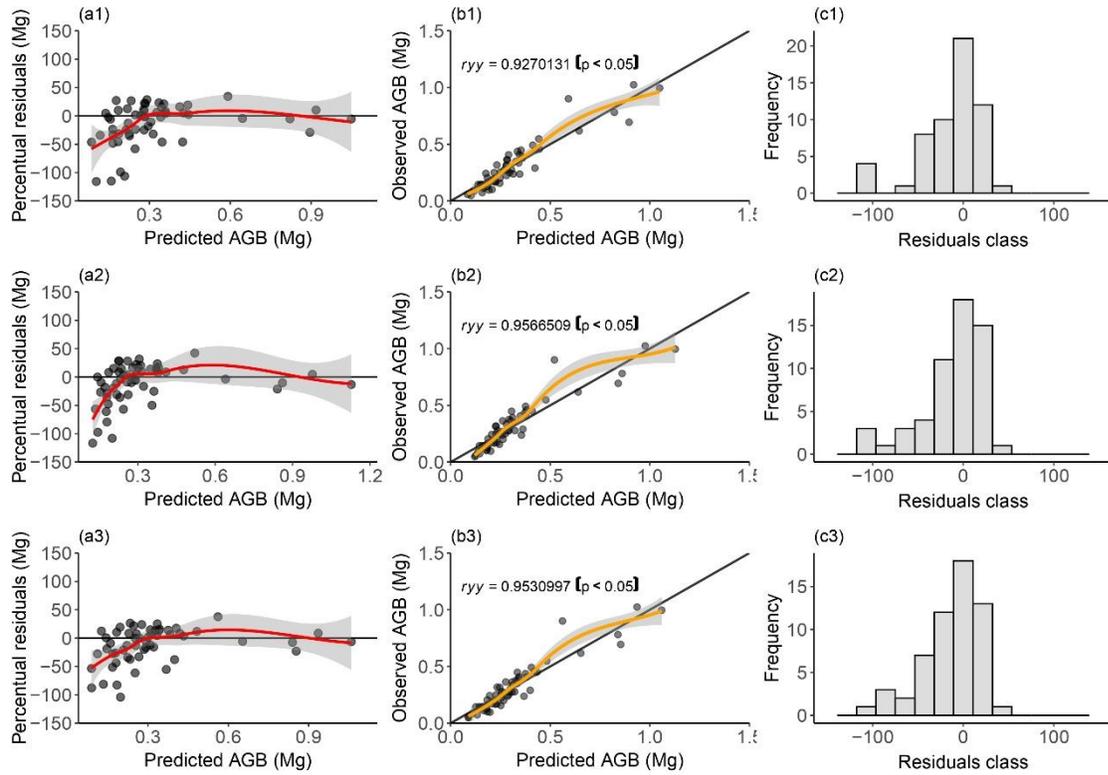


Figure S4 - Graphical analysis of percentage residuals (a1, a2, a3), correlations between observed and predicted above-ground biomass values (b1, b2, b3), and frequency histogram of the relative errors (c1, c2, c3) produced by the models of Husch (a1, b1, c1), Spurr (a2, b2, c2), and Schumacher and Hall (a3, b3, c3) to estimate the total above-ground biomass of Semideciduous Forests in Rio de Janeiro state, Brazil.

Restinga Forest (RF)

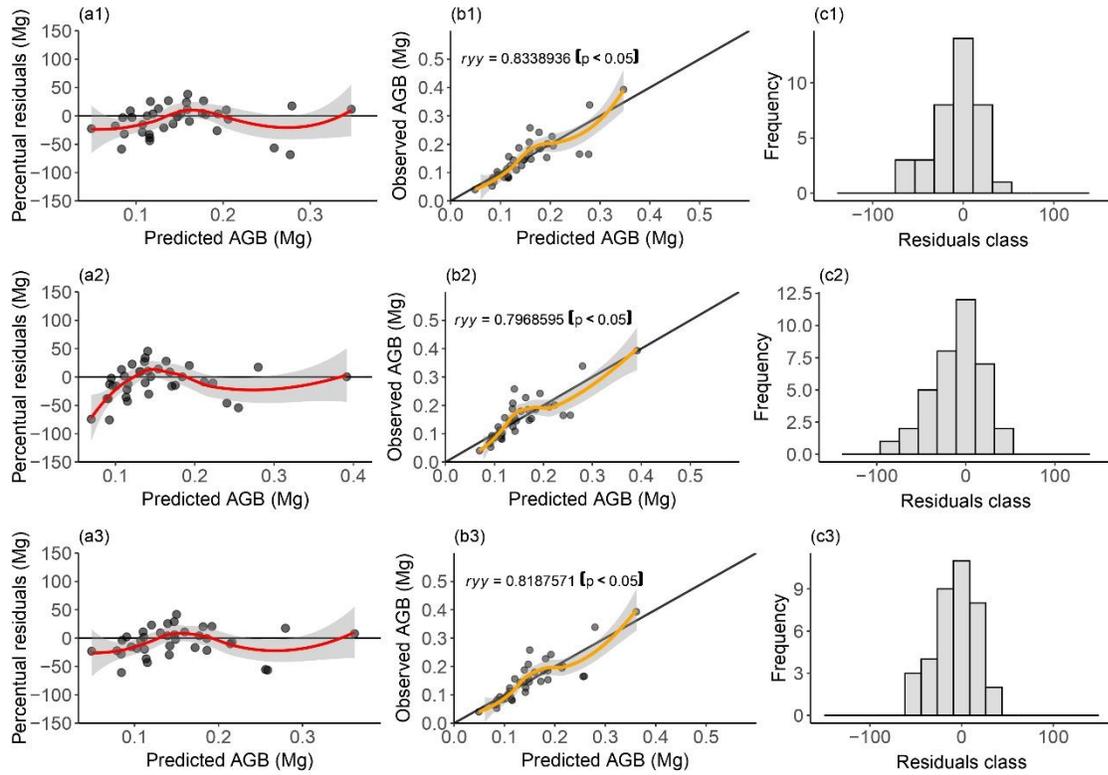


Figure S5 - Graphical analysis of percentage residuals (a1, a2, a3), correlations between observed and predicted above-ground biomass values (b1, b2, b3), and frequency histogram of the relative errors (c1, c2, c3) produced by the models of Husch (a1, b1, c1), Spurr (a2, b2, c2), and Schumacher and Hall (a3, b3, c3) to estimate the total above-ground biomass of Restinga Forests in Rio de Janeiro state, Brazil.

Equivalence test

To compare the estimates yielded by the three types of equation (forest-specific, local-generic, and pantropical) with the observed biomass values ($\alpha = 0.01$), we applied the equivalence test (regression-based TOST using bootstrap). This test has been widely used to compare means or similarities between estimates and actual observations (Robinson et al., 2005; Weiskittel et al., 2011). It stands out as the most appropriate method for evaluating a model (Robinson et al., 2005) or verifying statistical equivalence between estimates of a variable obtained through two different assessment methods.

Equivalence test at the individual level

This test was applied considering the biomass of each tree measured in the field, including 172 individuals in total (78 trees in RAF, 57 in SF, and 37 in RF). The results of the hypothesis tests applied indicate that there are no significant differences ($p\text{-value} > 0.01$) between the values estimates with the forest-specific and the local-generic equations. However, the estimates generated by the pantropical equation differ significantly from the field-measured values and the estimates generated by the forest-specific and local-generic equations.

Table S1. Results for equivalence test (regression-based TOST using bootstrap) for comparing means or similarities between field-measured biomass and the estimates produced by the forest-specific, local-generic, and pantropical equations. The analyses were based on biomass samples taken from 172 trees measured on-site.

Treatment	Parameter	Confidence Interval	Similarity Region	Dissimilarity
<i>Specific vs. Observed</i>	Intercept	0.260537 ± 0.2831768	0.2059699 ± 0.3432831	Reject
	Slope	0.9330647 ± 1.1539732	0.75±1.25	Reject
<i>Generic vs. Observed</i>	Intercept	0.2594806 ± 0.2838207	0.2058951 ± 0.3431585	Reject
	Slope	0.9241963 ± 1.1703845	0.75±1.25	Reject
<i>Pantropical vs. Observed</i>	Intercept	0.2636891 ± 0.2805474	0.2666154 ± 0.4443589	Not Reject
	Slope	0.6085321 ± 0.7191988	0.75±1.25	Not Reject
<i>Specific vs. Generic</i>	Intercept	0.2716771 ± 0.2780460	0.2058951 ± 0.3431585	Reject
	Slope	0.9740086 ± 1.0377375	0.75±1.25	Reject
<i>Specific vs. Pantropical</i>	Intercept	0.2682132 ± 0.2817292	0.2666154 ± 0.4443589	Reject

	Slope	0.5516215 ± 0.6498555	0.75±1.25	Not Reject
<i>Generic vs. Pantropical</i>	Intercept	0.2682235 ± 0.2813898	0.2666154 ± 0.4443589	Reject
	Slope	0.5459625 ± 0.6400245	0.75±1.25	Not Reject

Equivalence test at the plot level

This test was applied considering the biomass stock obtained with the forest-specific, local-generic, and pantropical equations. For this, we used the field-sampled data obtained from 153 forest inventory plots (68 in RAF, 63 in SF, and 22 in RF) and 25,367 individuals (12,161 in DOS, 9,305 in SF, and 3,901 in RF). The hypothesis tests applied indicated no significant differences (p-value > 0.01) between the values estimated by the forest-specific and local-generic equations. However, the estimates produced with the pantropical equation differed significantly from the estimates generated by the forest-specific and local-generic equations.

Table S2. Results for equivalence test (regression-based TOST using bootstrap) to compare means or similarities between the estimates generated by the forest-specific, local-generic, and pantropical equations. The analyses were based on field-measured biomass samples from 185 plots.

Treatment	Parameter	Confidence Interval	Similarity Region	Dissimilarity
<i>Specific vs. Pantropical</i>	Intercept	20.63281 ± 22.43141	21.29896 ± 35.49826	Not Reject
	Slope	0.5435444 ± 0.6021719	0.75±1.25	Not Reject
<i>Generic vs. Pantropical</i>	Intercept	20.94659 ± 22.34415	21.29896 ± 35.49826	Not Reject
	Slope	0.6110745 ± 0.6739731	0.75±1.25	Not Reject
<i>Specific vs. Generic</i>	Intercept	20.86283 ± 22.15626	16.21703 ± 27.02838	Reject
	Slope	0.8653608 ± 0.9138352	0.75±1.25	Reject

Table S3. Summary of the statistical results for biomass samples taken from 172 trees measured on site.

Forest type	AGB min	ABG max	AGB average	CV	SD
FOD	0.03	1.19	0.30	76.30	0.23
FES	0.05	1.02	0.31	70.19	0.22
RES	0.04	0.39	0.15	50.10	0.08