



MINISTÉRIO DA  
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,  
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/03.25.14.25-TDI

## IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA

Igor José Malfetoni Ferreira

Dissertação de Mestrado do  
Curso de Pós-Graduação em  
Sensoriamento Remoto, orientada  
pelo Dr. Luiz Eduardo Oliveira e  
Cruz de Aragão, aprovada em 20  
de março de 2020.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/427NUD8>>

INPE  
São José dos Campos  
2020

## **PUBLICADO POR:**

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GBDIR)

Serviço de Informação e Documentação (SESID)

CEP 12.227-010

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/7348

E-mail: pubtc@inpe.br

## **CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE - CEPPII (PORTARIA Nº 176/2018/SEI-INPE):**

### **Presidente:**

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CGCPT)

### **Membros:**

Dra. Carina Barros Mello - Coordenação de Laboratórios Associados (COCTE)

Dr. Alisson Dal Lago - Coordenação-Geral de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CGCEA)

Dr. Evandro Albiach Branco - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (COCST)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia e Tecnologia Espacial (CGETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação-Geral de Observação da Terra (CGOBT)

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação - (CPG)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

### **BIBLIOTECA DIGITAL:**

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

### **REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:**

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

### **EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:**

Ivone Martins - Serviço de Informação e Documentação (SESID)

Cauê Silva Fróes - Serviço de Informação e Documentação (SESID)



MINISTÉRIO DA  
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,  
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/03.25.14.25-TDI

## IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA

Igor José Malfetoni Ferreira

Dissertação de Mestrado do  
Curso de Pós-Graduação em  
Sensoriamento Remoto, orientada  
pelo Dr. Luiz Eduardo Oliveira e  
Cruz de Aragão, aprovada em 20  
de março de 2020.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/427NUD8>>

INPE  
São José dos Campos  
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

---

Ferreira, Igor José Malfetoni.

F413i Impacto das mudanças climáticas sobre a biomassa acima do solo em fragmentos de Mata Atlântica / Igor José Malfetoni Ferreira. – São José dos Campos : INPE, 2020.  
xxii + 85 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/03.25.14.25-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2020.  
Orientador : Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão.

1. Mudanças Climáticas. 2. Fragmentação. 3. Estoque de carbono. 4. Sensoriamento Remoto. 5. Modelagem. I.Título.

CDU 528.8:551.583

---



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aluno (a): **Igor José Malfetoni Ferreira**

Título: "IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FRAGMENTOS DA MATA ATLÂNTICA"

Aprovado (a) pela Banca Examinadora  
em cumprimento ao requisito exigido para  
obtenção do Título de **Mestre** em  
**Sensoriamento Remoto**

Dra. Maria Isabel Sobral Escada

  
\_\_\_\_\_  
Presidente / INPE / SJCampos - SP

( ) Participação por Video - Conferência

Aprovado ( ) Reprovado

Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de  
Aragão

  
\_\_\_\_\_  
Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

( ) Participação por Video - Conferência

Aprovado ( ) Reprovado

Dra. Marisa Gesteira Fonseca

  
\_\_\_\_\_  
Convidado(a) / Veraterra / Ilhéus - BA

Participação por Video - Conferência

Aprovado ( ) Reprovado

Este trabalho foi aprovado por:

( ) maioria simples

unanimidade

São José dos Campos, 20 de março de 2020



*“Foi o tempo que dedicastes à tua rosa que fez tua rosa tão importante.”*

*Antoine de Saint-Exupéry*





A meus pais, Laudenir e Terezinha de Fátima, por todo amor, apoio e dedicação investidos.



## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que sempre esteve presente em minha vida.

A meus pais, Laudenir Sebastião Ferreira e Terezinha de Fátima Malfetoni Ferreira, pelo dom da vida, por todo o carinho e amor incondicional, dedicação e confiança. Obrigado por serem meus maiores mestres e amigos.

Aos professores que tive ao longo da vida. Em especial ao Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto que me incentivou a iniciar o curso em Sensoriamento Remoto.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão, por toda a dedicação, apoio e paciência empregados neste e em outros trabalhos já finalizados. Agradeço também a banca examinadora por ter aceitado avaliar e contribuir para o aperfeiçoamento deste trabalho.

Aos colegas de trabalho e integrantes do TREES Lab que direta ou indiretamente contribuíram para a realização de cada etapa deste estudo. Em especial ao Wesley Campanharo, José Renato Braga e Vinícius Peripato por todo apoio com lógica de programação, ao Igor Broggio, Celso Silva Junior, Thaís Rosan e Débora Cantador pelo conhecimento, discussão e material compartilhado de temas pertinentes.

A todos os amigos que tive o prazer de conhecer durante o curso, e que contribuíram e incentivaram nos estudos realizados ao logo destes dois anos. Em especial ao Vinícius Capanema, Lidiane Costa, Ana Dal'Asta, Nathália Carvalho, Marcell Oliveira, Amanda Maciel, Celina Rodrigues.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais por toda a infraestrutura disponibilizada para o desenvolvimento desta dissertação e ao Parque Estadual de Campos do Jordão por todo apoio e colaboração durante as visitas realizadas. Este projeto de mestrado foi desenvolvido no âmbito do projeto 'Ecossistemas, impactos de mudanças globais e manejo adaptativo em uma unidade de conservação: Harmonização da conservação de um ecossistema altamente ameaçado com o uso de serviços ecossistêmicos' do programa Pesquisa Ecológica de Longa Duração, Parque Estadual de Campos do Jordão (PELD-PECJ), processo nº. CNPq 441561/2016-0 e FAPESP 2016-50481-3; e com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) 88887.136262/2017-00.

Enfim, gostaria de agradecer a todos que contribuíram e torceram por mim de alguma forma para a realização desta etapa profissional.

A todos, muito obrigado.

## RESUMO

O aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEE), principalmente de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), tem sido a principal causa da rápida alteração nos padrões climáticos por todo o planeta. Até 2011, as emissões globais de CO<sub>2</sub> acumularam 675.000 ± 80.000 TgC, sendo a queima de combustíveis fósseis o principal fator antropogênico de emissão, seguido da redução dos estoques de carbono por perda da cobertura florestal nativa. Das florestas brasileiras, a Mata Atlântica é o bioma mais ameaçado pelas mudanças no uso e ocupação da terra com mais de 70% do seu território desflorestado. Além das mudanças climáticas, a pressão antropogênica na Mata Atlântica é outro fator que pode ameaçar a integridade dos estoques de carbono. Assim, este estudo tem como objetivo geral verificar o efeito das mudanças climáticas na distribuição espacial da densidade de biomassa acima do solo (BAS) em fragmentos de Mata Atlântica. Objetiva ainda, avaliar a distribuição espacial de BAS sob uma ótica regional utilizando o Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ) como estudo de caso. O trabalho foi dividido em duas etapas principais. Na primeira, foi realizada a estimativa para o período futuro entre 2071 e 2100 dos valores de biomassa acima do solo por meio do método de máxima entropia, considerando o cenário de emissão e concentração de dióxido de carbono RCP 4.5. Na segunda, realizou-se além da caracterização da paisagem do PECJ, uma análise de sensibilidade da BAS atual para o cálculo da perda do estoque de carbono nas bordas florestais com o manejo das áreas plantadas com espécies exóticas e exóticas invasoras. Os resultados mostraram que a modelagem da distribuição espacial de BAS para a Mata Atlântica pode ser realizada, satisfatoriamente, por meio do uso do método de máxima entropia (AUC>0,75 e p<0,05). A estimativa da BAS máxima demonstrou que apesar dos modelos preditivos apontarem contração das áreas de ocorrência de oito das nove classes de biomassa modeladas, pode ocorrer um incremento significativo no valor médio de BAS potencial de 192,7 ± 39,8 Mg.ha<sup>-1</sup> para 207,7 ± 36,5 Mg.ha<sup>-1</sup>, considerando o bioma de modo geral. Estimou-se que a Mata Atlântica tem potencial para armazenar cerca de 28.400 Tg de BAS total para o presente e 30.700 Tg para o futuro. Contudo, com o efeito da fragmentação, esse valor pode ter sido reduzido em 89% no presente. No geral, a projeção aponta que em 52,7% do bioma ocorre incremento de até 20% do valor de biomassa potencial existente até 2100, concentrando-se principalmente na região sul do país. Em contrapartida, regiões entre o Nordeste e o Sudeste do Brasil apresentam maior índice de perda de BAS potencial máxima, alcançando redução de até 40% do valor potencial de BAS máxima. Em relação ao PECJ, os resultados evidenciaram que a perda de estoque de carbono pode estar relacionada com manejo inadequado das espécies exóticas invasoras. Por fim, conclui-se que apesar do efeito das mudanças climáticas variar latitudinalmente, há uma maior tendência ao incremento de BAS na Mata Atlântica.

Palavras-chave: Mudanças Climáticas. Fragmentação. Estoque de carbono. Sensoriamento Remoto. Modelagem.



# IMPACTS OF CLIMATE CHANGE ON THE ABOVEGROUND BIOMASS OF FRAGMENTS OF THE ATLANTIC FOREST

## ABSTRACT

The increase in the concentration of greenhouse gases (GHG), mainly carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), has been the main cause of the change in weather patterns across the planet. Up to 2011, global CO<sub>2</sub> emissions accumulated 675,000 ± 80,000 TgC, with the burning of fossil fuels as the main anthropogenic emission cause, followed by the decrease of carbon stocks due to loss of native forest cover. Of all the Brazilian forests, the Atlantic Forest is the most threatened by land use and land cover changes. The deforestation represents more than 70% of its territory. In addition to climate change, the anthropogenic pressure in the Atlantic Forest is another factor that threaten the integrity of the carbon stocks. Thus, this study sought to verify the effect of climate change on the spatial distribution of the above-ground biomass density (AGB) in fragments of the Atlantic Forest. Also, it aimed to evaluate the behavior of the spatial distribution of AGB from a regional perspective using the Campos do Jordão State Park (PECJ) as a case study. This work was divided into two main steps. First, it was estimated the future AGB values for the entire biome using the maximum entropy method, and considering the climate change scenario RCP 4.5. Second, besides the characterization of the PECJ landscape, it was performed a sensitivity analysis of the current AGB to calculate the carbon stock loss at the forest edges after the invasive alien species management. The results showed that the modeling of the AGB spatial distribution for the Atlantic Forest can be satisfactorily performed using the maximum entropy method (AUC > 0.75 and p < 0.05). The maximum AGB estimate showed that the predictive models pointed to a decrease in the area of occurrence for eight of the nine modeled AGB classes. However, it also showed a significant increase in the mean AGB value from 192.7 ± 39.8 Mg.ha<sup>-1</sup> to 207.7 ± 36.5 Mg.ha<sup>-1</sup> for the biome in general. It has been estimated that the Atlantic Forest has potential to store around 28,400 Tg of AGB in the present period and 30,700 Tg for the future. Nonetheless, considering the effect of fragmentation in the biome, the total AGB value may have been reduced by 89% until the present period. In general, the projection for 2100 pointed out that 52.7% of the biome could have an AGB increase up to 20% comparing to the current AGB. This increase is mostly concentrated in the southern region of the country. In contrast, the regions between the Northeast and the Southeast of Brazil have a higher rate of AGB loss, reaching up to 40% of decrease. Concerning the PECJ, the results showed that the loss of carbon stock may be related to the invasive alien species withdrawal. Finally, it was concluded that even though climate change varies latitudinally, AGB tends to increase in the Atlantic Forest.

Keywords: Climate Change. Fragmentation. Carbon Stock. Remote Sensing. Modelling.





## LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 3.1 - Processo de fragmentação da paisagem.....	12
Figura 4.1 - Mapa de localização da Mata Atlântica demais biomas brasileiros no Brasil e na América do Sul. ....	16
Figura 4.2 - Mapa de cobertura florestal da Mata Atlântica para o período de 2016-2017 segundo o Projeto S.O.S Mata Atlântica. ....	21
Figura 4.3 - Mapa da distribuição espacial de biomassa acima do solo referente ao ano de 2000 para a Mata Atlântica segundo Baccini et al., 2012.....	22
Figura 4.4 - Mapa de elevação do terreno para o domínio da Mata Atlântica. .	23
Figura 4.5 -Coeficiente do teste de correlação linear de Pearson para a seleção das variáveis preditoras. ....	26
Figura 4.6 - Localização do Parque Estadual de Campos do Jordão.....	34
Figura 4.7 - Uso e cobertura do Parque Estadual de Campos do Jordão. ....	35
Figura 5.1 - Distribuição dos valores do histórico bioclimático atual e do cenário RCP 4.5 para 2071 – 2100.....	38
Figura 5.2 – Porcentagem das classes de biomassa máxima acima do solo na Mata Atlântica.....	39
Figura 5.3 - Valor do índice médio <i>Area Under the Curve</i> (AUC) de teste e seu respectivo desvio padrão (n=100) dos modelos propostos para cada classe de densidade de biomassa acima do solo. ....	40
Figura 5.4 - Porcentagem de contribuição das variáveis preditores para os modelos de densidade de biomassa acima do solo. ....	41
Figura 5.5 - Curva resposta de cada variável em relação a probabilidade de ocorrência para as classes de BAS.....	43
Figura 5.6 -Área de distribuição potencial das classes de densidade de biomassa acima do solo para o período presente e o período de 2070 a 2100 segundo o cenário RCP 4.5. ....	44
Figura 5.7 - Estimativa da distribuição de biomassa acima do solo máxima potencial para a Mata Atlântica. ....	45
Figura 5.8 – <i>Boxplot</i> da distribuição de BAS máxima potencial presente e projetada (2071-2100) para cada região da Mata Atlântica estudada.....	47

Figura 5.9 – Mapa da distribuição espacial das incertezas associadas ao cálculo da estimativa de BAS máxima potencial na Mata Atlântica.....	48
Figura 5.10 - Diferença da mudança relativa (futuro menos presente) dos valores estimados de BAS máxima potencial.....	49
Figura 5.11 - Diferença da mudança relativa (futuro menos presente) dos valores estimados de BAS máxima potencial por região. ....	50
Figura 5.12 - Comparação do percentual de diferença (futuro menos presente) dos valores estimados de BAS máxima potencial no bioma com a utilização da máscara de fragmentação e sem a máscara. ....	51
Figura 5.13 – Diferença relativa (futuro menos presente) de probabilidade de ocorrência das classes de biomassa acima do solo de (A) 175–200 Mg.ha <sup>-1</sup> e (B) 200–225 Mg.ha <sup>-1</sup> .....	52
Figura 5.14 – Análise de sensibilidade da paisagem do Parque Estadual de Campos do Jordão. ....	53
Figura 5.15 – Estoque de carbono perdido em bordas recém formadas no PECJ por ano com a retirada das espécies exóticas e exóticas invasoras.....	54

## LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 4.1 - Variáveis utilizadas neste trabalho. ....	19
Tabela 4.2 – Lista das variáveis bioclimáticas utilizadas neste trabalho. ....	20
Tabela 4.3 – Resultado da Análise de Componentes Principais para seleção das variáveis preditoras. ....	25
Tabela 4.4 - Limite logístico para determinação de máxima probabilidade de ocorrência das classes de BAS. ....	29
Tabela 4.5 - Perda de estoque de carbono por idade de borda florestal. ....	37
Tabela 5.1 - Teste de Wilcoxon pareado para os valores de BAS máxima potencial do presente e do período projetado para 2071-2100 considerando alteração da mediana como hipótese alternativa e nível de significância de 0,05. ....	46
Tabela A.1 – Modelos globais de circulação .....	85



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AMBDATA	Variáveis Ambientais para Modelagem de Distribuição de espécies
ANOVA	Análise de Variância
APA	Área de Proteção Ambiental
AR5	<i>5th Assessment Report</i>
AUC	<i>Area Under the Curve</i>
BAS	Biomassa acima do solo
C	Carbono
CCAFS	<i>Climate Change and Food Security</i>
CMIP5	<i>Coupled Model Intercomparison Project Phase 5</i>
COP21	21ª Conferência das Partes
EE	Espécies exóticas
EEl	Espécies Exóticas Invasoras
ETM+	<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
GEE	Gases do efeito estufa
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
LiDAR	<i>Light Detection And Ranging</i>
MaxEnt	Máxima Entropia
MSPA	<i>Morphological Spatial Pattern Analysis</i>
OLI	<i>Operational Land Imager</i>
PECJ	Parque Estadual Campos do Jordão
RCP	<i>Representative Concentration Pathway</i>
REDD+	<i>Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation Plus</i>
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
UC	Unidade de Conservação
UNFCCC	<i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i>



## SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	5
2.1 Objetivo geral .....	5
2.2 Objetivos específicos .....	5
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	7
3.1 Efeito das mudanças climáticas sobre a dinâmica florestal .....	7
3.2 Modelos de projeção de mudanças climáticas.....	9
3.3 Fragmentação florestal e o impacto no estoque de carbono.....	11
3.3.1 O caso da Mata Atlântica.....	14
4 MATERIAIS E MÉTODOS .....	16
4.1 Área de estudo.....	16
4.2 Materiais utilizados.....	18
4.2.1 Variáveis bioclimáticas .....	19
4.2.2 Cobertura florestal .....	21
4.2.3 Densidade de biomassa acima do solo (BAS).....	22
4.2.4 Elevação do Terreno .....	23
4.3 Procedimentos metodológicos .....	24
4.3.1 Seleção das variáveis mais representativas para o modelo de projeção de biomassa .....	24
4.3.2 Calibração e projeção das mudanças bioclimáticas .....	27
4.3.3 Estimativa da biomassa acima do solo para o período atual e para o final do século sob o cenário RCP 4.5, e cálculo de incertezas do algoritmo MaxEnt .....	29
4.3.4 Cálculo da BAS potencial total, estoque de carbono (C) potencial para o bioma Mata Atlântica e cálculo das áreas com potencial de ganho e perda de BAS por região .....	30
4.3.5 Testes e análises estatísticas .....	32
4.4 Estudo de caso: Parque Estadual Campos do Jordão .....	32
4.4.1 Área de estudo .....	33
4.4.2 Caracterização da paisagem do PECJ .....	35

4.4.3	Análise de sensibilidade da BAS para manejo das áreas com espécies exóticas e exóticas invasoras do PECJ.....	36
5	RESULTADOS .....	38
5.1	Cenário de emissão de gases do efeito estufa RCP 4.5 para o período de 2071 a 2100. ....	38
5.2	Performance dos modelos para o bioma.....	39
5.3	Estimativa de BAS máxima e cálculo da incerteza associada ao algoritmo de máxima entropia .....	44
5.4	Performance do modelo e estimativa de biomassa máxima acima do solo no PECJ.....	51
5.5	Análise de sensibilidade da paisagem no PECJ .....	52
6	DISCUSSÃO.....	55
6.1	Performance do modelo e distribuição da biomassa máxima acima do solo para o bioma.....	55
6.2	Estimativa de biomassa máxima acima do solo e o efeito das mudanças climáticas na Mata Atlântica .....	57
6.3	Estimativa de biomassa máxima acima do solo e o efeito das mudanças climáticas no PECJ .....	61
6.4	Incertezas e limitações.....	64
7	CONCLUSÃO .....	67
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	69
	ANEXO A – MODELOS GLOBAIS DE CIRCULAÇÃO .....	85



## 1 INTRODUÇÃO

Desde o início da era pré-industrial em meados de 1750, o aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEE), principalmente de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), tem sido a principal causa da rápida alteração nos padrões climáticos por todo o planeta (FISCHER; KNUTTI, 2015; DONAT et al., 2016). As mudanças climáticas podem afetar expressivamente o planeta, com maior rigor nos países situados na região tropical, como é o caso do Brasil (VALVERDE; MARENGO, 2014). O aumento da temperatura média na superfície terrestre, a ocorrência de eventos climáticos extremos como secas prolongadas e alteração no regime hidrológico em regiões de florestas tropicais são algumas das consequências das mudanças climáticas globais que podem ser observadas (ARAGÃO et al 2008; MARENGO et al., 2011; SENA et al 2012). Entre 1750 e 2011, as emissões globais de CO<sub>2</sub> acumularam 675.000 ± 80.000 TgC, dos quais 33% foram removidos e armazenados em estoques terrestres (como regeneração de áreas desmatadas e matéria orgânica no solo) e 25% em estoques oceânicos por atividade fotossintética de algas (FRIEDLINGSTEIN et al., 2019). O aumento das emissões de CO<sub>2</sub> tem a queima de combustíveis fósseis como principal fonte antrópica, seguido da redução dos estoques de carbono por perda da cobertura florestal nativa (WERF et al, 2009; WEED; AYRES; HICKE, 2013). As florestas desempenham papel fundamental como reservatório de carbono na superfície terrestre, contribuindo para a redução da concentração atmosférica e regulação do microclima regional. Além disso, as florestas têm a capacidade de assimilar grandes quantidades de carbono estocando-o em forma de biomassa (CARVALHO et al., 2010).

O clima é um fator condicionante para o bom funcionamento dos serviços provenientes dos ecossistemas terrestres (PECL et al, 2017), como o abastecimento de água, provisão de alimentos e compostos medicinais (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014), estoque de carbono (PUTZ et al., 2014). Por este motivo, as mudanças nos regimes de chuvas e temperaturas médias na superfície terrestre afetam, de forma cíclica, a dinâmica dos ecossistemas terrestres, sobretudo as florestas tropicais (OSTENDORF; HILBERT; HOPKINS,

2001). A mudança drástica nas condições climáticas pode provocar alterações nos padrões de distribuição espacial dos elementos da paisagem, ocasionando maiores taxas de mortalidade de espécies. Estas alterações influenciam a abundância de espécies, composição química, disponibilidade de nutrientes e minerais no solo, colocando em risco a integridade dos estoques de carbono (ROLIM et al., 2004).

Estudos como o de Anjos e Toledo (2018) demonstram por meio de modelos preditivos que os ecossistemas florestais da América do Sul são menos resilientes às mudanças das condições climáticas ambientais que outras fitofisionomias presentes, como as de savana. Segundo os autores, isto ocorre devido ao estreito nicho climático ocupado pelas florestas tropicais se comparado a outros ecossistemas, tornando-se mais sensíveis ao aumento do estresse climático. Outro aspecto demonstrado por Anjos e Toledo (2018) é que a consolidação de um clima com temperaturas mais quentes e com déficit no regime hidrológico pode levar, por exemplo, ao avanço de coberturas vegetais menos densas sobre as formações florestais densas existentes.

Além do clima, outros aspectos são importantes influenciadores na dinâmica dos ecossistemas florestais, como as mudanças de uso e cobertura da terra. Dos biomas brasileiros, por exemplo, a Mata Atlântica é o que mais sofreu influência negativa das mudanças do uso e ocupação da terra e, portanto, o mais ameaçado (MYERS et al, 2000). O processo de ocupação e desmatamento na Mata Atlântica ocorre há mais de 500 anos e, somente nos últimos trinta anos, cerca de 1,9 milhões de hectares de floresta foram convertidos em outros usos (S.O.S. MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018). Atualmente, cerca de 72% da cobertura florestal original da Mata Atlântica foi desmatada (REZENDE et al, 2018), refletindo diretamente na perda dos estoques de carbono. Estes montantes podem estar associados à sua localização e dimensão territorial, já que o bioma abriga mais da metade da população brasileira e os principais centros urbanos e industriais do Brasil, responsáveis por 70% do Produto Interno Bruto nacional (BRASIL, 2013).

Dessa maneira, além da pressão já exercida pelas ações antropogênicas, os estoques de carbono na Mata Atlântica podem sofrer alterações em função de mudanças climáticas. A variação espacial e temporal da biomassa pode ocorrer tanto em resposta às mudanças climáticas, quanto a perturbações antropogênicas (HOUGHTON; HALL; GOETZ, 2009). Assim, estimar e modelar a resposta da biomassa diante de um cenário de mudança climática para a Mata Atlântica torna-se fundamental para subsidiar a implementação de políticas de conservação e recuperação da biodiversidade, visando preservar e restaurar os serviços ecossistêmicos fundamentais (ARAGÃO et al., 2014; MITCHARD et al., 2014; OMETTO et al., 2014). Somado a isto, modelos preditivos auxiliam na implementação de políticas de redução de emissões de CO<sub>2</sub> para manutenção e recuperação dos estoques de carbono existentes, como aquelas propostas e firmadas na 21<sup>a</sup> Conferência das Partes (COP21) da *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC), em Paris.

Contudo, a quantificação dos estoques de carbono numa floresta tropical ainda é um desafio e tem sido objeto de muitos estudos científicos (SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014; BACCINI et al., 2017; DEERER et al., 2017; NOGUEIRA et al., 2017; SANTOS et al., 2019). A complexidade na estimativa dos estoques de C deve-se à heterogeneidade das florestas causadas pelas perturbações naturais e antropogênicas em diversas escalas espaciais e temporais (SAATCHI et al., 2008; SAATCHI et al., 2009; MITCHARD et al., 2014).

O desenvolvimento e utilização de modelos hipotéticos que simulam as condições climáticas futuras, como os cenários *Representative Concentration Pathways* (RCP) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), são importantes ferramentas de planejamento. Estes cenários auxiliam estudos que visam compreender a dinâmica dos ecossistemas florestais frente a cenários de estresse climático. Dentre os diferentes cenários, pode-se destacar o RCP 4.5, o qual descreve uma trajetória de emissão de gases do efeito estufa baseado em características semelhantes às atuais (THOMSON et al., 2011), subsidiando a tomadas de decisão plausíveis ao contexto climático real.

Contudo, ainda são poucos os estudos brasileiros que estimam a sensibilidade da biomassa acima do solo (BAS) em função dos efeitos das mudanças climáticas sobre áreas de florestas nativas a nível de bioma. No caso da Mata Atlântica, os estudos restringem-se a escalas regionais ou, ainda, sobre comunidades vegetais específicas (ALVES et al., 2010; LINDNER, 2010; SOUZA et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2013). Desta maneira, este estudo contribui com as discussões que acercam as emissões dos GEEs, subsidiando políticas de redução de emissão de carbono no Brasil, bem como a ampliação de ações de manejo para manutenção e recuperação dos estoques de carbono da Mata Atlântica, dado os possíveis cenários de mudanças climáticas.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

O objetivo geral deste trabalho foi estimar o efeito das mudanças climáticas na distribuição espacial da densidade de biomassa acima do solo em fragmentos da Mata Atlântica brasileira condicionado à trajetória de concentração de gases do efeito estufa RCP 4.5 para 2071 a 2100. Objetivou ainda, avaliar a distribuição espacial da densidade de biomassa no futuro sob uma ótica regional utilizando o Parque Estadual de Campos do Jordão como estudo de Caso.

### **2.2 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos propostos para este trabalho foram:

- a) Analisar a distribuição espacial da biomassa acima do solo em função do cenário de emissão e concentração de GEE - RCP 4.5 para os fragmentos florestais da Mata Atlântica;
- b) Avaliar a influência das variáveis bioclimáticas na distribuição espacial da biomassa acima do solo e as respostas das classes de biomassa a essas variáveis;
- c) Identificar áreas de maior perda/ganho de biomassa para o período entre 2071 – 2100;
- d) Estimar o estoque de carbono potencial da Mata Atlântica e o estoque de carbono presente nos remanescentes florestais atuais e para o período de 2071 e 2100;
- e) Analisar de forma descritiva a paisagem atual do Parque Estadual de Campos do Jordão;
- f) Estimar a perda de carbono em bordas recém-formadas pela retirada de espécies exóticas invasoras no Parque Estadual de Campos do Jordão;

- g) Quantificar as mudanças nos valores de biomassa acima do solo e carbono para áreas florestais do Parque Estadual de Campos do Jordão frente ao cenário de emissão de carbono RCP 4.5.

### **3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 Efeito das mudanças climáticas sobre a dinâmica florestal**

O aumento na emissão de gases do efeito estufa, especialmente dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), por atividades antropogênicas tem sido a principal causa de mudanças nas condições climáticas em escala regional e global (QUÉRÉ et al., 2016). Esse aumento na emissão de gases como CO<sub>2</sub>, metano, óxido nitroso entre outros, teve sua origem após a Primeira Revolução Industrial quando ocorreu a intensificação da queima de combustíveis fósseis e biomassa (JOOS; SPAHNI, 2008; IPCC, 2014). Desde o início das atividades industriais, a concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera aumentou em, aproximadamente, 44% devido não somente a queima de combustível fóssil, mas também às mudanças na cobertura da terra (JOOS; SPAHNI, 2008).

As mudanças na cobertura da terra, principalmente conversão de áreas florestais em áreas agroprodutivas estão associadas ao desmatamento de florestas tropicais nativas. Considerado a segunda maior fonte antropogênica de emissão de CO<sub>2</sub> para atmosfera, o desmatamento tem contribuído com uma taxa de emissão em cerca de 1.300 Tg C ano<sup>-1</sup>, além de representar 14% do total das emissões globais entre 2009 e 2018 (FRIEDLINGSTEIN et al., 2019).

Embora existam inúmeras incertezas atreladas a estimativa da quantidade de carbono emitido para a atmosfera em função do desmatamento das florestas tropicais, é notório que tal mudança na cobertura da terra tem contribuído para a alteração da constituição atmosférica. No entanto, da mesma forma que a mudança na cobertura florestal contribui para alterações das condições climáticas em escala regional e global, as mudanças climáticas em longo prazo possuem reflexo na dinâmica das florestas tropicais.

Fatores climáticos como temperatura, disponibilidade de radiação solar e água possuem papel fundamental como reguladores do funcionamento e na composição e variabilidade florística das florestas tropicais e subtropicais (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Alterações extremas nas condições climáticas (como aumento expressivo da temperatura média e secas prolongadas) podem gerar um efeito em cadeia nos diversos níveis da estrutura

florestal advindo da incapacidade de muitas espécies em se adaptar às novas condições, afetando diretamente os serviços ecossistêmicos oferecidos, como o estoque de carbono (PUTZ et al 2014).

As consequências das mudanças macroclimáticas sobre os estoques de carbono podem ocorrer por fatores ecológicos como disponibilidade de alimentos, alteração comportamental de predação e alteração na abundância e diversidade de espécies, e ainda por fatores biológicos como a fisiologia específica das espécies (WILLIAMS et al., 2008). As mudanças na estrutura da paisagem somadas às mudanças climáticas podem refletir negativamente na dinâmica das espécies (WEED; AYRES; HICKE, 2013). O aumento da temperatura média e estresse hídrico, por exemplo, tem efeito direto sobre a produtividade florestal e capacidade de estocagem de carbono (PHILLIPS et al., 2010). Além disso, estes fatores podem provocar alteração na composição florística, acarretando maior taxa de mortalidade de espécies (LAURENCE et al., 1997).

A distribuição espacial de espécies está subordinada a capacidade de interação biológica inter e intraespecífica, bem como a tolerância às mudanças ambientais (BERG et al, 2010). Miles, Grainger e Phillips (2004) verificaram por meio de um modelo de vegetação em um cenário de mudanças climáticas que as novas condições de temperatura e precipitação para o final do século podem ser inviáveis para manutenção de 28 das 69 espécies vegetais estudadas por eles. Além disso, o estudo apontou uma diminuição na densidade populacional para todas as espécies, tornando-as susceptíveis a extinção local. O mesmo fenômeno foi observado em outros estudos que relacionam a distribuição espacial de espécies vegetais com a mudança nas condições climáticas na Mata Atlântica (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; WREGE et al., 2016; PECL et al., 2017).

Apesar da existência de acordos internacionais na tentativa de reduzir a emissão de CO<sub>2</sub>, a concentração atual de carbono no sistema de circulação atmosférico continuará acarretando alteração nos padrões climáticos habituais ao longo do século XXI devido à inércia do próprio sistema (IPCC, 2014). Por este motivo, os ecossistemas continuarão a responder à tais mudanças. Os estudos das



consequências das mudanças climáticas sobre a dinâmica florestal tornam-se fundamentais para esclarecimento das respostas da vegetação e, conseqüentemente, provimento de diagnósticos sobre o potencial destas florestas na manutenção dos serviços ecossistêmicos.

### **3.2 Modelos de projeção de mudanças climáticas**

Modelos climáticos vêm sendo utilizados no desenvolvimento de estudos que buscam simular as condições do clima no passado e prever possíveis respostas a partir de características políticas, socioeconômicas e ambientais (BARREIRO et al, 2016). No entanto, estes estudos geralmente eram desenvolvidos usando distintas metodologias, o que tornava inviável a comparação e validação entre si. Diante desta falta de padronização, o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) buscou, desde seu primeiro relatório sobre mudanças climáticas em 1992, divulgar e atualizar conjuntos de cenários que possam ser usados e comparados para estudos preditivos dos efeitos das mudanças climáticas (MASTRANDREA et al., 2011).

Em seu quinto relatório (*5th Assessment Report – AR5*) em 2009, o IPCC passou a representar uma gama de possíveis respostas de variáveis ambientais às mudanças climáticas, levando em consideração a presença ou ausência de políticas climáticas e cenários socioeconômicos, ao invés de propor um cenário único e realístico (COLLINS et al, 2013). O novo conceito de modelos abordado pelo AR5 se baseia em gerar um cenário futuro alternativo que represente uma das possíveis trajetórias de uso da terra, emissão e concentração de gases do efeito estufa e aerossóis em função da forçante radiativa<sup>1</sup> de estabilização até 2100 ou posterior, conhecidos como *Representative Concentration Pathways - RCPs* (MOSS et al, 2010). Os cenários de emissões apresentados em cada RCPs devem ser entendidos como a descrição de possíveis concentrações de

---

<sup>1</sup> Forçante radiativa é uma grandeza física usada para estimar mudanças no balanço de entrada e saída de energia da atmosfera, geralmente ocasionada pela mudança da constituição atmosférica e medida em watts por metro quadrado (COLLINS et al, 2013).

substâncias lançadas na atmosfera em função de políticas de mitigação climática, crescimento populacional e desenvolvimento tecnológico, afetando o balanço de radiação no planeta.

Assim, cada RCP é calibrado para concentrações atmosféricas e séries temporais de emissão distintas de GEEs, além de cenários de mudanças no uso e cobertura da terra, cenários políticos e de desenvolvimento socioeconômicos que, quando compilados, configuram distintos picos de estabilização e magnitude da forçante radiativa ao longo do século XXI (MOSS et al, 2010; COLLINS et al, 2013). Os cenários podem ser brevemente descritos como:

- RCP 2.6 com pico de estabilização em  $3 \text{ Wm}^{-2}$ , caindo para  $2.6 \text{ Wm}^{-2}$  até 2100 (VAN VUUREN et al., 2007; VAN VUUREN et al., 2011);
- RCP 4.5 (THOMSON et al., 2011) e RCP 6 (FUJINO et al., 2006; MASUI et al, 2011) com picos de estabilização posterior a 2100 em  $4.5 \text{ Wm}^{-2}$  e  $6 \text{ Wm}^{-2}$ , respectivamente; e por fim;
- RCP 8.5 o cenário mais pessimista com um valor de  $8.5 \text{ Wm}^{-2}$  até o ano de 2100 e aumento continuado após esse período (RIAHI; GRÜBLER; NAKICENOVIC, 2007; RIAHI et al., 2011).

Diferente da maioria dos demais cenários, o RCP 4.5 assume um futuro com a presença de políticas climáticas de redução de emissões de GEEs, principalmente  $\text{CO}_2$ , associado aos principais setores de emissão, como setor energético, agropecuário, industrial e florestal (VAN VUUREN et al., 2011). Desta maneira, o cenário considera a estabilização da forçante radiativa em  $4.5 \text{ Wm}^{-2}$  com concentrações de  $\text{CO}_2$  em 526 ppm como resultado das políticas de mitigação climática (THOMSON et al., 2011). Além disso, o cenário assume um moderado crescimento populacional de 9 bilhões de pessoas até 2100 com redução do uso de combustíveis fósseis e incentivo de tecnologias para energias renováveis. Outra característica deste cenário é o aumento da cobertura florestal como estratégia de mitigação climática (WISE et al., 2009).

Apesar dos RCPs viabilizarem estudos das possíveis respostas ambientais aos diversos cenários de mudanças climáticas, algumas considerações devem ser realçadas. Assim como todo modelo, os dados fornecidos pelas projeções estão

atrelados a incertezas (VAN VUUREN et al., 2011). Estas incertezas são provenientes, principalmente, das diferentes naturezas dos dados e das escalas temporais e espaciais utilizadas. Portanto, é necessário cautela na interpretação dos produtos gerados da modelagem ao utilizar este cenário.

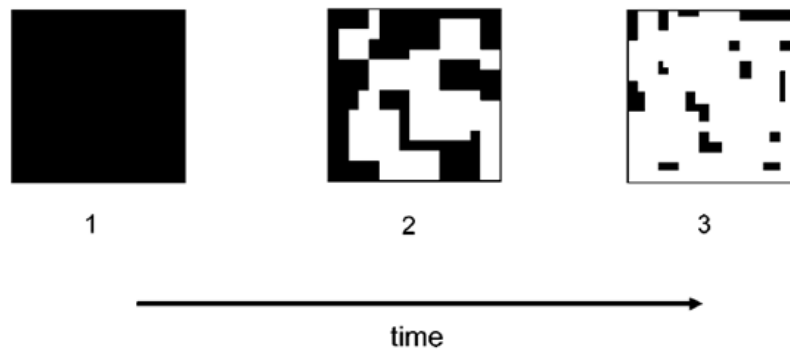
### **3.3 Fragmentação florestal e o impacto no estoque de carbono**

O processo de fragmentação pode ser definido como a subdivisão de uma porção contínua de cobertura vegetal nativa por porções menores e descontínuas (Figura 3.1) (FORMAN, 1995). Esta ação pode produzir na paisagem um efeito de mosaico, o qual é formado por unidades ou elementos distintos como os corredores, as matrizes e as manchas florestais.

As matrizes são elementos dominantes na paisagem em área que circundam os outros elementos, e que diferem em estrutura, composição e conectividade (FORMAN; GODRON, 1986). As matrizes podem ser constituídas por ambientes antrópicos (como agricultura, pastagem, rodovias, áreas urbanizadas entre outras) ou ecossistemas naturais não florestais associados (como áreas campestres, afloramentos rochosos e rios). Por este motivo, os tipos de matrizes exercem grande influência na conectividade e controle do fluxo da biodiversidade entre as porções florestais (FORMAN, 1995; FORMAN; ALEXANDER, 1998; METZGER, 2001).

Os corredores são superfícies lineares de pequena área e com grande efeito de borda. Os corredores podem ou não apresentar área interior e exercem papel fundamental como conectivos entre as manchas (FORMAN; GODRON, 1986; RIBEIRO et al., 2009). As manchas, por sua vez, podem ser entendidas como áreas florestais não lineares que diferem do seu entorno (matriz), variando em tamanho, forma e heterogeneidade (FORMAN; GODRON, 1986; FORMAN, 1990; COLLINGE, 2009).

Figura 3.1 - Processo de fragmentação da paisagem.



Fonte: Fahrig (2003).

A mudança no uso e cobertura da Terra em função do crescimento agropecuário dos últimos séculos têm intensificado o processo de fragmentação florestal dos ecossistemas brasileiros, principalmente em decorrência do desmatamento (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; LAURANCE et al., 2007; METZGER, 2009; ROCHA, 2011). Como consequência destes processos, tem-se a perda em quantidade e, muitas vezes, na qualidade de habitats, indicado pelo aumento no número de manchas, perda de qualidade, diminuição da quantidade dos habitats e aumento do isolamento entre manchas florestais (FAHRIG, 2003). Em decorrência disso, as densidades de biomassa acima e abaixo do solo são alteradas, influenciando diretamente na qualidade e quantidade dos estoques de carbono existentes (BERENGUER et al. 2014).

Florestas tropicais e subtropicais podem atingir valores de densidade de biomassa variando entre 200 e 300 Mg C ha<sup>-1</sup> (PAN et al, 2011; SAATCHI et al, 2011; BACCINI et al, 2012), sendo responsáveis por uma grande parte do estoque de carbono terrestre, chegando a abrigar cerca de 70% a 90% do carbono global (CAIRNS et al., 1997). Estas florestas desempenham o papel de reservatórios de C, pois assimilam grandes quantidades de carbono pelo processo da fotossíntese, estocando-o em forma de biomassa (CARVALHO et al., 2010). Contudo, o desmatamento no Brasil contribuiu com a emissão de aproximadamente 6 milhões de toneladas métricas de carbono entre o período

de 1990 e 2005, além de representar até 2008 cerca de 40% das emissões brutas nacionais de CO<sub>2</sub> (NASSAR; SOARES FILHO; GOUVELLO, 2010).

Outro aspecto que deve ser considerado como reflexo do processo de fragmentação é o efeito cascata do microclima sobre a densidade de biomassa, principalmente na região de borda do fragmento (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; LAURANCE et al. 2018). A fragmentação influencia nas condições microclimáticas, como o aumento da velocidade de ventos e da temperatura, por maior exposição à incidência solar na borda do fragmento, variação nas condições de umidade e de evapotranspiração (LAURANCE et al., 2002; MAGNAGO et al., 2015; LAURANCE et al., 2018). A alteração desses fatores causa aumento da mortalidade de árvores, arvoretas e epífitas (LAURANCE et al. 2000; TEIXEIRA et al., 2009) e redução da biomassa estocada (BERENGUER et al. 2014).

O efeito de borda está diretamente associado com o tamanho do fragmento e a complexidade da forma de um fragmento florestal, podendo ser ainda mais acentuado em manchas com reduzida área interior (PATTON, 1975; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Área interior ou área core é a porção florestal da mancha que preserva as condições originais daquele ecossistema, abrigando espécies especialistas e sensíveis a perturbações abruptas dos estratos florestais. Enquanto que a área de borda é a região de transição entre a matriz e a área core da mancha, sujeita a grande influência de agentes externos como radiação, temperatura e ação dos ventos (GODRON, 1981; FORMAN; GODRON, 1986)

Fragmentos com maior efeito de borda possuem tendência a supressão de espécies sensíveis as variações ambientais (espécies especialistas) por espécies generalistas de habitats de borda, além do aumento de herbivoria nas áreas de borda (PATTON, 1975; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; LEAL et al., 2007). Além disso, a borda pode ser uma porta de entrada para incêndios florestais nos fragmentos (SILVA JUNIOR et al., 2018).

Uma maneira de se quantificar os fragmentos florestais, bem como a estrutura da paisagem é fazendo-se uso de métricas de Paisagem, que oferecem índices

que auxiliam nas interpretações sobre mudanças nos padrões espaciais, comparação e identificação de diferenças entre paisagens (FORMAN; GODRON, 1986; FORMAN, 1990; MCGARIGAL; MARKS, 1995; METZGER, 2001). Deste modo, entender como a estrutura e a composição da paisagem interferem na dinâmica da vegetação diante das mudanças climáticas se torna crucial para previsão de padrões de comportamento, para o fornecimento de diretrizes sólidas e adequadas de manejo da paisagem, e para auxiliar na tomada de decisão considerando ações para conservação da biodiversidade.

### **3.3.1 O caso da Mata Atlântica**

Dos biomas brasileiros, a Mata Atlântica pode ser considerada um dos biomas mais fragmentados e, portanto, um dos mais ameaçados. A área compreendida pela Mata Atlântica coincide como a região mais populosa do Brasil, abrigando 70% da população brasileira e dois dos maiores centros urbanos da América do Sul (BRASIL, 2013), São Paulo e Rio de Janeiro. Por este motivo, o bioma está sob forte influência antrópica desde o período do início da colonização do Brasil (FONSECA, 1985).

Devido aos diversos métodos empregados para o mapeamento do bioma, existe grande discrepância entre as estimativas dos remanescentes florestais. Dos 150 milhões de hectares originalmente cobertos pela Mata Atlântica, estima-se haver entre 12% e 28% de vegetação nativa distribuída em forma de remanescentes florestais (RIBEIRO et al., 2009; REZENDE et al, 2018; SOS MATA ATLANTICA; INPE, 2018). Segundo Ribeiro et al. (2009), 83,4% dos fragmentos encontrados no bioma eram menores que 50 ha e estão em diversos estágios de sucessão ecológica, e menos de 10% destes estão sob áreas de proteção. Além disso, 36,5% de toda área originalmente coberta por Mata Atlântica concentra-se na região da Serra do Mar, nos estados de São Paulo e Paraná.

Como já mencionado nas seções anteriores, o desmatamento no Brasil tem sido o principal responsável pela emissão e consequente redução do estoque de carbono, visto que possui a maior porção de floresta tropical da América do Sul. Apesar de possuir território menor que a Amazônia, a Mata Atlântica

desempenha um importante papel como reservatório de carbono no Brasil. De acordo com a FAO (2014) os fragmentos remanescentes do bioma são capazes de estocar cerca de 95 Mg C.ha<sup>-1</sup> em sua biomassa florestal.

O desmatamento na Mata Atlântica contribuiu com a perda de 1.482.749 ha de floresta nativa no período entre de 1985 a 2000 e 404.847 de hectares no período de 2000 a 2015 (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018). Contudo, como efeito direto da aplicação da legislação ambiental e o aumento da fiscalização para conservação de áreas de proteção permanente e de reservas legais, o desmatamento no período de 2016 e 2017 foi 56,8% (12.562 ha) menor que o período anterior (2015 e 2016), o qual alcançou uma taxa de desmatamento anual de 29.075 ha (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018).

Devido ao alto grau de fragmentação do bioma, grande parte dos fragmentos estão sob diferentes estágios de regeneração (RIBEIRO et al., 2009; TABARELLI et al., 2012). Por este motivo, florestas secundárias e áreas de recuperação ambiental na Mata Atlântica exercem papel fundamental como potenciais sumidouros de carbono atmosférico, pelo saldo positivo na absorção do carbono durante o processo de fotossíntese (KAMIUTO, 1994; VILLANOVA et al., 2019). Florestas tropicais secundárias podem contribuir com acúmulo de carbono variando de 79 a 192 MgC ha<sup>-1</sup> (SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014).

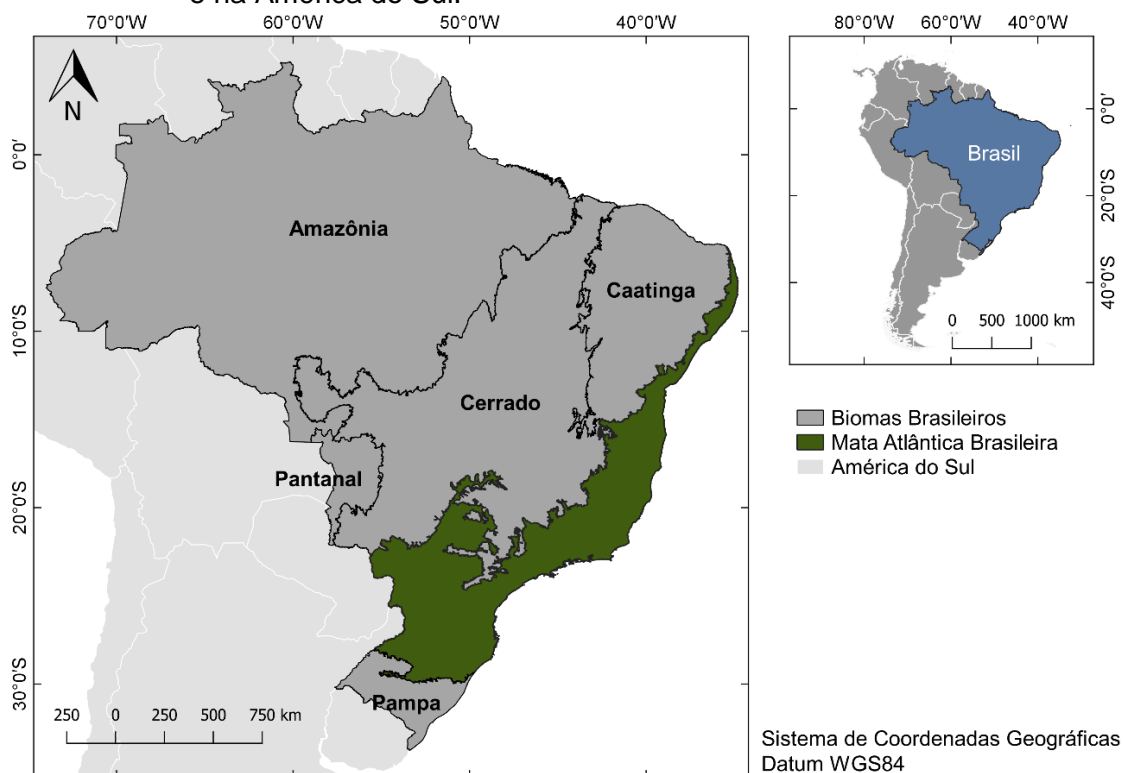
Outro aspecto importante sobre a Mata Atlântica é que devido a sua intensa ocupação e alta taxa de endemismo da biodiversidade, este bioma está entre os principais *hospots* para conservação (MYERS et al, 2000; LAURANCE, 2009; COSTA et al, 2017). O bioma abriga cerca de 60% da fauna e flora ameaçados de extinção no país (PAGLIA; FONSECA; SILVA, 2008; MARTINELLI; MORAES, 2013). Portanto, tornam-se urgentes os incentivos a estudos que forneçam subsídios para proteção, conservação e recuperação do bioma Mata Atlântica.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

A área de estudo abrange o domínio do Bioma Mata Atlântica estabelecido pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2004), e todas as formações florestais nativas e ecossistemas associados, previsto no art. 2º da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006 (Figura 4.1), correspondendo a uma área de 1.110.182 km<sup>2</sup>. O domínio da Mata Atlântica contempla fitofisionomias como Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decídua, além de áreas de transição com outros biomas como a caatinga no Nordeste, cerrado na região Sudeste e Paraná e pampas no Rio Grande do Sul. A descrição das fitofisionomias encontradas na área de estudo se baseia no trabalho de Veloso, Rangel Filho e Lima (1991), na publicação “Mata Atlântica: Manual de Adequação Ambiental” (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010) e no Manual Técnico de Vegetação Brasileira (IBGE, 2012).

Figura 4.1 - Mapa de localização da Mata Atlântica demais biomas brasileiros no Brasil e na América do Sul.





As formações de Floresta Ombrófila Densa estão distribuídas por toda região litorânea brasileira sob influência de massas de ar úmida provenientes do oceano. Sua principal característica é o alto teor de precipitação (1000 a 3000 mm) bem distribuído ao longo do ano e temperaturas elevadas com média de 25°C (BLUM; RODERJAN; GALVÃO, 2011a). Esta formação possui alta densidade vegetacional com presença de árvores de grande e médio porte, além de abundância em espécies de lianas lenhosas (BLUM; RODERJAN; GALVÃO, 2011b).

A Floresta Ombrófila Aberta ocupa as áreas de transição da Floresta Ombrófila Densa com o Cerrado no estado de Minas Gerais e Espírito Santo, e com a Caatinga no Nordeste, onde o clima possui características mais secas (até quatro meses secos no ano), com médias anuais de 25°C. Esta formação é composta por vegetação mais esparsa com presença de palmeiras e com estrato arbustivo pouco denso.

A Floresta Ombrófila Mista se distribui em regiões com temperaturas médias de 18°C e inferiores a 15°C nos meses mais frios com precipitação média entre 1500 e 2000 mm anuais (FRITZSON; WREGE; MANTOVANI, 2018). Contempla predominantemente os planaltos da região sul, podendo também ser encontradas em altitudes elevadas da Serra do Mar e Serra da Mantiqueira (HUECK, 1972; WREGE et al, 2016). Esta formação possui como uma das características principais o domínio da espécie arbórea *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) no dossel, podendo ser encontradas desde regiões aluviais com altitudes de 200 metros até altitudes superiores a 1.500 metros (RODERJAN et al., 2002).

Para a formação vegetal de Floresta Estacional Semidecidual, as temperaturas médias podem variar entre 21°C e 15°C e os níveis de precipitação anuais entre 1.000 e 1.900 mm. Esta formação se encontra distribuída na porção interior das regiões estudadas com altitudes variando desde 200 metros até 1.000 metros. Caracterizam-se pela dupla estacionalidade climática dos estratos arbóreos superiores, possuindo entre 20 e 50% de espécies caducifólias, além de uma

menor diversidade florística em relação às florestas ombrófilas (RODERJAN et al., 2002).

A Floresta Estacional Decídua encontra-se em áreas de transição entre a vegetação estépica e Floresta Ombrófila Mista, no estado do Rio Grande do Sul, e entre vegetação savana-estépica e Floresta Estacional Semidecidual, no norte de Minas Gerais e região Nordeste. Possui como característica principal sua composição florística em mais de 50% de espécies caducifólias. Também apresenta dupla estacionalidade climática, uma estação chuvosa seguida de uma estação seca, ou sem estação seca, mas com temperaturas médias anuais no inverno não superiores a 15°C e precipitação anual média entre 700 e 2000 mm (SANCHEZ-AZOFEIFA et al., 2005).

A heterogeneidade de condições climáticas e geomorfológicas encontradas ao longo da Mata Atlântica torna o bioma um *hotspot* de biodiversidade com altas taxas de endemismo (MYERS, 1988; 1990; MYERS et al., 2000). Além disso, dos biomas brasileiros, a Mata Atlântica pode ser considerada como um dos ecossistemas mais fragmentados, restando menos de 28% das áreas ocupadas originalmente por formações florestais e não florestais (FUNDAÇÃO S.O.S MATA ATLÂNTICA; INPE, 2016; REZENDE et al, 2018).

## **4.2 Materiais utilizados**

Os materiais utilizados neste trabalho compreendem variáveis sobre (1) dados bioclimáticos; (2) cobertura florestal provenientes do mapeamento realizado pelo S.O.S Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2018); (3) densidade de biomassa acima do solo e; (4) elevação do terreno. Esses dados são listados e descritos na Tabela 4.1

Tabela 4.1 - Variáveis utilizadas neste trabalho.

Descrição	Ano	Fonte	Resolução Espacial/Escala	Formato
Altitude	2011	AMBDATA	~1km	Matricial
Densidade de biomassa acima do solo	2000	Baccini et al (2012)	30m	Matricial
Histórico atual bioclimático	1970-2000	WorldClim - Global Climate Data	~1km	Matricial
Temperatura média anual	2071-2100	CCAFS*	~1km	Matricial
Temperatura média anual máxima	2071-2100	CCAFS*	~1km	Matricial
Temperatura média anual mínima	2071-2100	CCAFS*	~1km	Matricial
Precipitação média	2071-2100	CCAFS*	~1km	Matricial
Variáveis bioclimáticas projetadas	2070-2100	CCAFS*	~1km	Matricial
Cobertura florestal	2018	SOS Mata Atlântica/INPE (2016)	30m	Vetorial
Limites Político Administrativos Estadual	2013	IBGE	1:1.000.000	Vetorial
Limites Político Administrativos Regional	2013	IBGE	1:1.000.000	Vetorial

\*Plataforma *Climate Change and Food Security*.

Fonte: Produção do autor.

#### 4.2.1 Variáveis bioclimáticas

O histórico atual bioclimático consiste em um conjunto de 15 métricas climáticas (Tabela 4.2) derivadas da interpolação de dados mensais de precipitação e temperatura para o período entre 1970 e 2000, oriundas de estações climáticas, com dados de elevação da *Shuttle Radar Topography Mission – SRTM* (HIJMANS et al., 2005). Cada variável possui 12 conjuntos de dados, correspondentes ao valor médio da interpolação de cada mês, representando tendências anuais, sazonais e fatores ambientais extremos ou limitantes. As 19 métricas foram obtidas livremente por meio da plataforma *World Climate Data* (WorldClim 12.0, <<http://worldclim.com/current>>).

Tabela 4.2 – Lista das variáveis bioclimáticas utilizadas neste trabalho.

Variável	Descrição	Unidade
BIO 1	Temperatura média anual	Graus Celsius
BIO 2	Amplitude térmica média diária (temperatura máxima – temperatura mínima)	Graus Celsius
BIO 3	Isotermalidade (BIO 2/BIO 7)	Adimensional
BIO 5	Temperatura máxima do mês mais quente	Graus Celsius
BIO 6	Temperatura mínima do mês mais frio	Graus Celsius
BIO 7	Amplitude Térmica Anual (BIO 5 – BIO 6)	Graus Celsius
BIO 8	Temperatura média do trimestre mais úmido	Graus Celsius
BIO 9	Temperatura média do trimestre mais seco	Graus Celsius
BIO10	Temperatura média do trimestre mais quente	Graus Celsius
BIO 11	Temperatura média do trimestre mais frio	Graus Celsius
BIO 12	Precipitação anual	Graus Celsius
BIO 13	Precipitação do mês mais úmido	Milímetros
BIO 14	Precipitação do mês mais seco	Milímetros
BIO 16	Precipitação do trimestre mais úmido	Milímetros
BIO 17	Precipitação do trimestre mais seco	Milímetros

Fonte: Produção do autor.

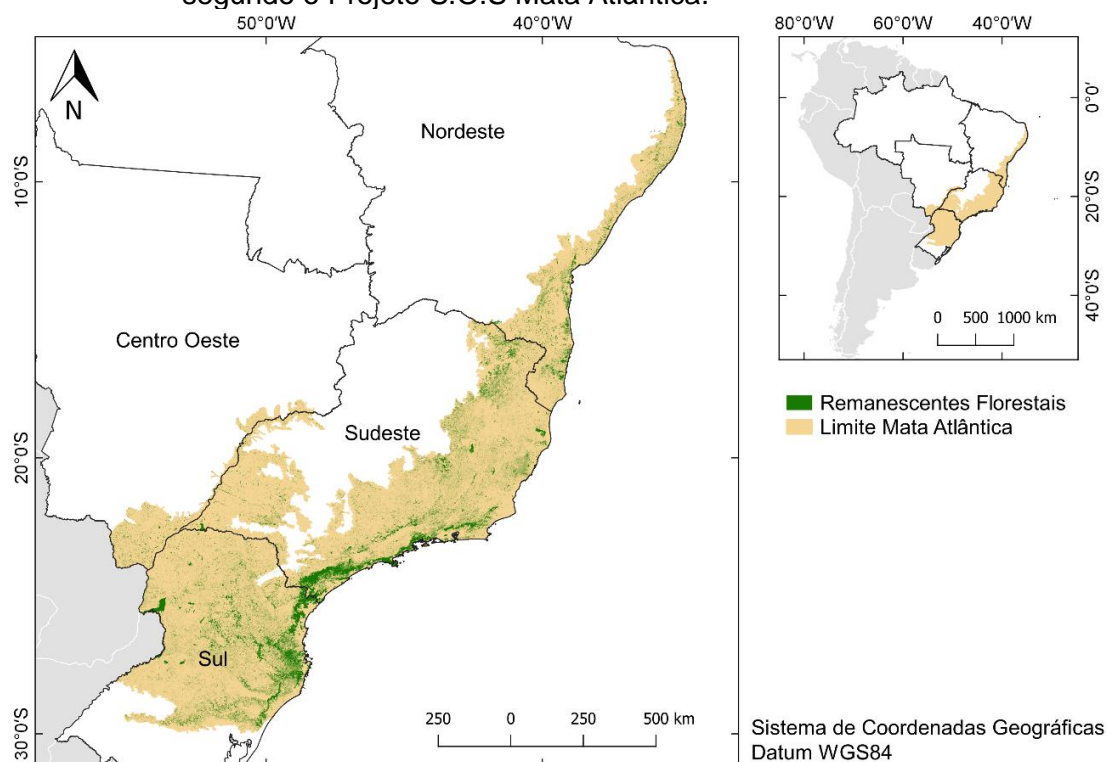
De forma correspondente ao histórico atual bioclimático, as variáveis bioclimáticas projetadas são produtos obtidos da interpolação de dados históricos do *World Climate Data* para 30 modelos globais de circulação (Tabela A.1). Estes modelos representam diferentes cenários (trajetórias) de emissão de dióxido de carbono do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 (CMIP5)* (RAMIREZ-VILLEGAS; JARVIS, 2010). Neste trabalho, a trajetória de emissão de gases do efeito estufa utilizado foi o RCP 4.5, por possuir características socioeconômicas e ambientais semelhantes às condições atuais, além de apresentar políticas para mitigação climática em seu escopo. Os dados climáticos foram obtidos através da plataforma *Climate Change and Food*

Security (<<http://ccafs-climate.org>>). Cabe enfatizar que, para cada variável bioclimática, compilou-se um valor médio de 30 modelos de circulação globais.

#### 4.2.2 Cobertura florestal

Os fragmentos florestais usados neste trabalho são provenientes do mapeamento disponibilizado pelo Projeto S.O.S Mata Atlântica (FUNDAÇÃO S.O.S MATA ATLÂNTICA; INPE, 2016). O mapeamento foi realizado usando técnicas de interpretação visual em imagens orbitais do sensor OLI/LANDSAT 8 para o período de 2016-2017 com 30 metros de resolução espacial. Além disso, a área mínima de mapeamento realizado pelo Projeto S.O.S Mata Atlântica é de 3 hectares e considera apenas fragmentos com menor a interferência antrópica. A Figura 4.2 mostra a distribuição espacial dos fragmentos florestais na área de estudo.

Figura 4.2 - Mapa de cobertura florestal da Mata Atlântica para o período de 2016-2017 segundo o Projeto S.O.S Mata Atlântica.



Fonte: Produção do autor.

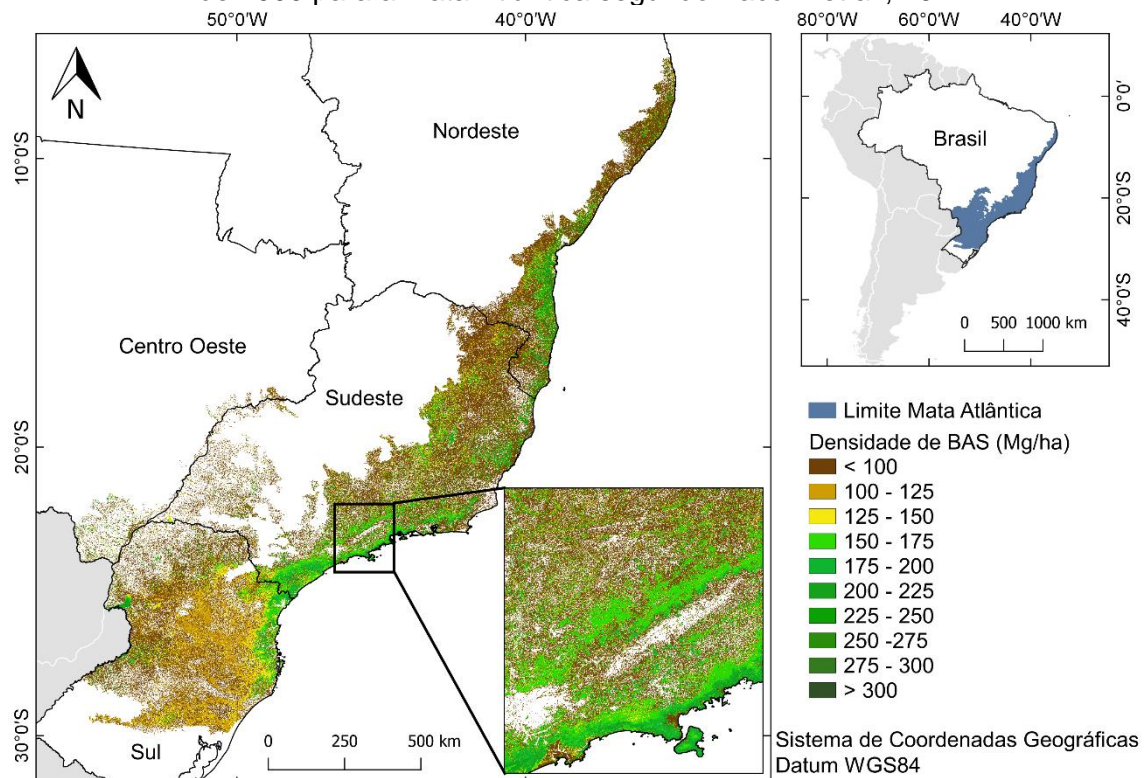
Vale ressaltar que para este trabalho, utilizou-se apenas os fragmentos mapeados como remanescentes florestais, não considerando, assim, as áreas de silvicultura, mangue, restinga e áreas naturais não florestais. Os

remanescentes florestais, segundo os critérios adotados pelo Projeto, englobam áreas de florestas primárias e secundárias em estágios de regeneração inicial, médio e avançado (FUNDAÇÃO S.O.S MATA ATLÂNTICA; INPE, 2016).

#### 4.2.3 Densidade de biomassa acima do solo (BAS)

O mapa de densidade de biomassa acima do solo (BAS) ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) se baseou na metodologia aplicada por Baccini et al (2012, 2017). O dado foi obtido por meio da plataforma *Global Forest Watch* (<<http://data.globalforestwatch.org>>) para toda a área de estudo na resolução espacial de 30 metros para o ano de 2000. A Figura 4.3 mostra a distribuição espacial de BAS na área de estudo.

Figura 4.3 - Mapa da distribuição espacial de biomassa acima do solo referente ao ano de 2000 para a Mata Atlântica segundo Baccini et al., 2012.



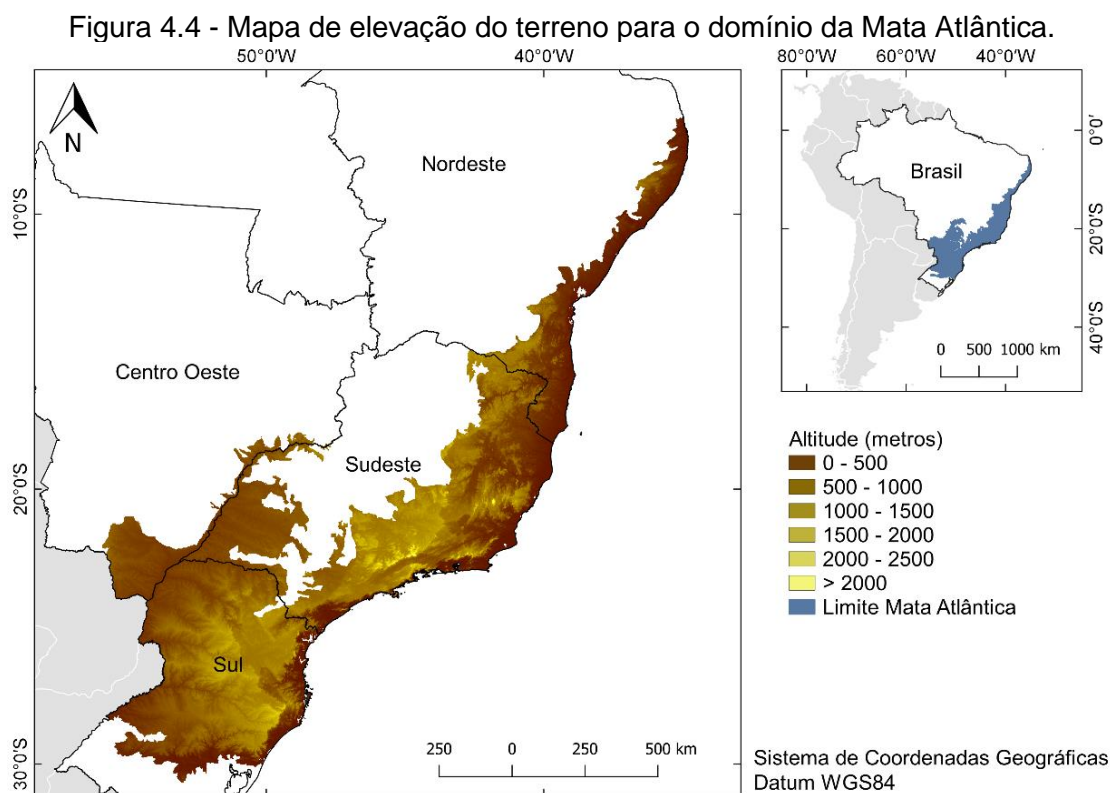
Fonte: Produção do autor.

A metodologia empregada por Baccini et al (2012, 2017) para a estimativa de BAS baseia-se na aplicação de equações alométricas que estimam a BAS com base na mensuração de campo e métricas de dossel derivadas de observações de dados

LiDAR (*Light Detection And Ranging*). Com isso, as estimativas geradas dos dados de campo e LiDAR foram relacionadas estatisticamente por meio de regressões, gerando um modelo preditor de BAS para os pontos LiDAR. Por fim, os pontos gerados pelo modelo foram usados como amostras de treinamento para o algoritmo *Random Forest*, o qual foi aplicado para estimativa dos valores de BAS a partir de imagens multiespectrais (Landsat 7 *ETM+*) para todo o globo (BACCINI et al., 2012).

#### 4.2.4 Elevação do terreno

Os dados topográficos utilizados neste trabalho foram obtidos por meio da plataforma Variáveis Ambientais para Modelagem de Distribuição de espécies, AMBDATA (<<http://dpi.inpe.br/Ambdata/index.php>>). Originalmente, os dados de elevação do terreno foram obtidos do SRTM, com resolução espacial de 90 metros e vertical de 1 metro, e reamostrados para resolução espacial de 1 km (VALERIANO, 2008). A Figura 4.4 mostra a elevação do terreno ao longo da área de estudo.



Fonte: Produção do autor.

### **4.3 Procedimentos metodológicos**

#### **4.3.1 Seleção das variáveis mais representativas para o modelo de projeção de biomassa**

Em estudos de modelagem, o grande número de variáveis altamente correlacionadas pode comprometer o bom resultado dos modelos. A correlação entre variáveis ocasiona redundância nas informações sobre o fenômeno ao qual se deseja estudar, tornando difícil a interpretação da contribuição individual de cada variável sobre os modelos propostos (PARISIEN; MORITZ, 2009). Uma maneira de reduzir o volume do conjunto de dados é por meio da análise de componentes principais que promove transformações lineares de conjuntos de variáveis correlacionados em conjuntos não correlacionados. De modo complementar, pode-se verificar a correlação linear entre duas variáveis independentes através do coeficiente de Pearson (PEARSON, 1895). Coeficientes próximos de 1 ou -1, expressam alta correlação entre as variáveis analisadas. Dessa forma, as variáveis bioclimáticas e de elevação do terreno, dispostas na Tabela 4.1, foram submetidas a estas duas análises prévias para seleção das mais representativas para o modelo, a análise de componentes principais e o teste de correlação linear de Pearson.

A partir da análise de componentes principais, escolheu-se as seis primeiras componentes, que juntas somaram 90% de contribuição. O resultado da relação das variáveis para cada componente principal está disposto na Tabela 4.3.



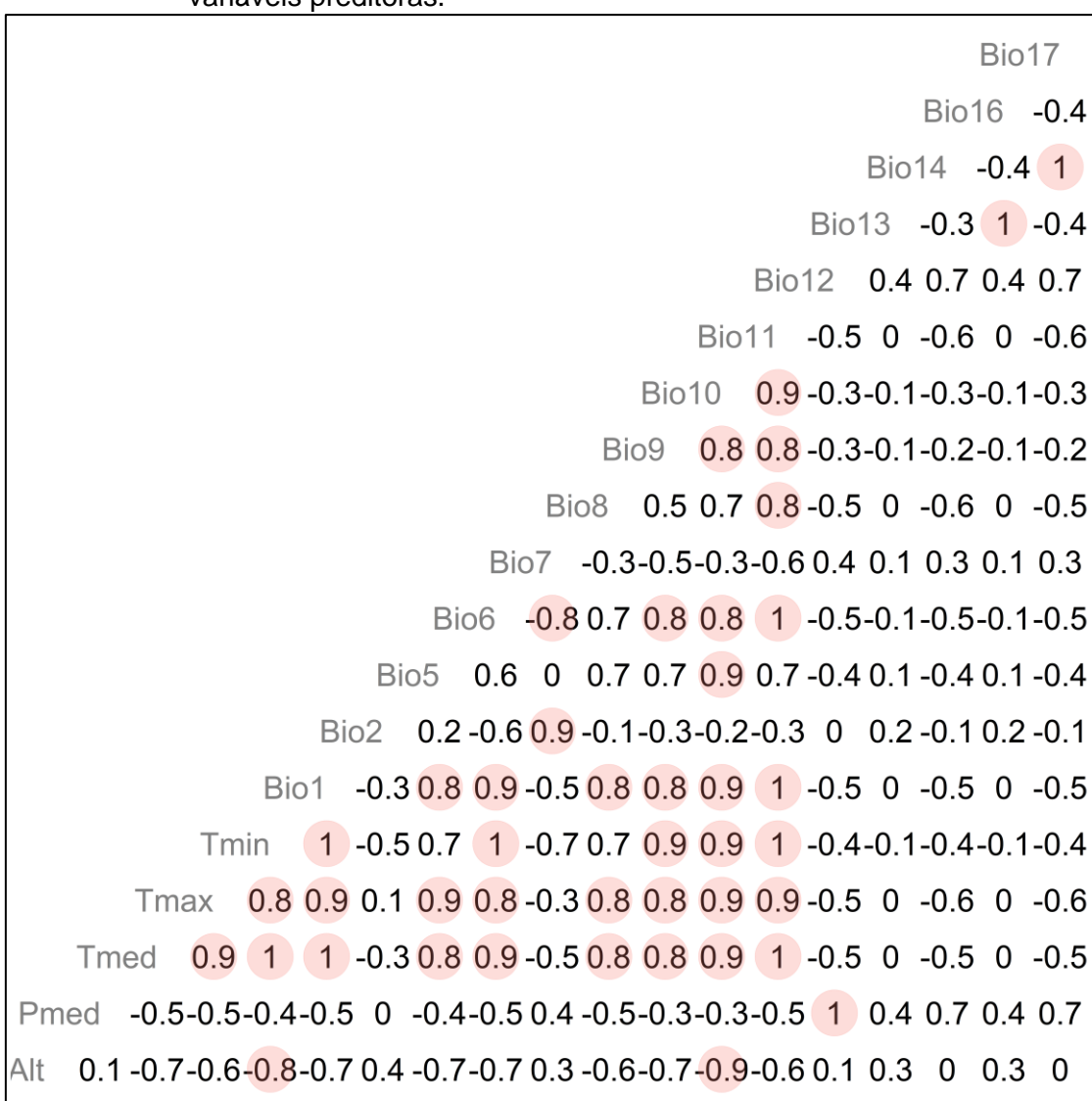
Tabela 4.3 – Resultado da Análise de Componentes Principais para seleção das variáveis preditoras.

Variável	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	PC18	PC19
<b>Altitude</b>	-0.22	-0.28	0.18	-0.15	0.27	0.62	-0.11	-0.58	-0.01	0.01	-0.02	-0.09	0.04	0.01	0	0	0	0	0
<b>Precipitação média</b>	-0.19	0.13	-0.48	-0.06	-0.04	0.18	-0.07	0.04	0.36	-0.12	-0.05	0.13	0.11	-0.02	0	0	0	-0.71	0
<b>Temperatura média anual</b>	0.29	0.01	-0.09	0.03	0.06	0.1	-0.16	-0.03	-0.02	-0.11	0.24	0.05	-0.12	-0.2	0.86	0	0	0	0
<b>Temperatura média anual máxima</b>	0.28	-0.1	-0.1	0.2	0.11	0.2	-0.17	0.14	-0.04	-0.09	0.24	0	-0.06	-0.2	-0.3	-0.73	-0.13	0	0
<b>Temperatura média anual mínima</b>	0.29	0.11	-0.07	-0.11	0	0	-0.13	-0.17	0	-0.11	0.21	0.08	-0.16	-0.18	-0.28	0.45	-0.66	0	0
<b>BIO 1</b>	0.3	0.01	-0.09	0.03	0.06	0.1	-0.16	-0.03	-0.02	-0.11	0.24	0.05	-0.12	-0.2	-0.3	0.36	0.72	0	0
<b>BIO 2</b>	-0.09	-0.35	-0.04	0.5	0.17	0.3	-0.04	0.51	-0.07	0.07	0	-0.16	0.2	0.01	0.02	0.36	-0.14	0	0
<b>BIO 5</b>	0.24	-0.11	-0.19	0.35	0.02	-0.13	-0.14	-0.31	0.01	0.3	-0.56	0.17	-0.02	-0.19	0	0	0	0	0.42
<b>BIO 6</b>	0.29	0.09	0	-0.21	0.01	0.11	-0.16	0.1	-0.04	0.23	-0.43	-0.08	0.2	-0.19	0	0	0	0	-0.71
<b>BIO 7</b>	-0.18	-0.19	-0.13	0.51	0	-0.23	0.1	-0.34	0.06	-0.07	0.12	0.22	-0.26	0.1	0	0	0	0	-0.57
<b>BIO 8</b>	0.25	-0.1	-0.04	0.08	-0.71	0.4	0.5	-0.07	-0.05	0.03	0.01	0.02	0.01	0.01	0	0	0	0	0
<b>BIO 9</b>	0.25	0.14	-0.13	-0.02	0.6	0.03	0.73	-0.03	0.11	0	-0.03	-0.02	0.02	-0.01	0	0	0	0	0
<b>BIO 10</b>	0.28	0.11	-0.17	0.19	-0.05	-0.15	-0.13	-0.3	0.03	-0.17	0.1	-0.57	0.43	0.41	0	0	0	0	0
<b>BIO 11</b>	0.34	-0.01	-0.04	-0.09	0.1	0.19	-0.17	0.14	-0.04	0.11	-0.07	0.36	-0.24	0.78	0	0	0	0	0
<b>BIO 12</b>	-0.19	0.13	-0.48	-0.06	-0.04	0.18	-0.07	0.04	0.36	-0.12	-0.05	0.13	0.11	-0.02	0	0	0	0.71	0
<b>BIO 13</b>	-0.03	-0.39	-0.39	-0.27	0.03	-0.13	0.07	0.01	-0.6	-0.44	-0.17	0.11	0.11	0	0	0	0	0	0
<b>BIO 14</b>	-0.18	0.38	-0.18	0.12	0.04	0.1	0	-0.12	-0.51	0.43	0.31	0.26	0.33	-0.01	0	0	0	0	0
<b>BIO 16</b>	-0.02	-0.38	-0.39	-0.29	-0.02	-0.15	0.03	0	0.06	0.59	0.25	-0.34	-0.25	0.02	0	0	0	0	0
<b>BIO 17</b>	-0.18	0.41	-0.18	0.14	0.01	0.21	-0.02	0.04	-0.31	-0.1	-0.25	-0.44	-0.59	0.01	0	0	0	0	0

Fonte: Produção do autor.

Concomitantemente aos resultados das componentes principais, foi analisado o coeficiente de Pearson com a finalidade de escolher as variáveis menos correlacionadas, caso os valores das variáveis na componente principal tenham sido similares. Para este estudo, adotou-se um coeficiente de Pearson menor que 0.8 (Figura 4.5). Dessa forma, foram escolhidas para a modelagem de BAS apenas as variáveis: altitude, amplitude térmica anual (Bio 7), temperatura média do trimestre mais úmido (Bio 8), temperatura média do trimestre mais frio (Bio 11), precipitação anual (Bio 12) e precipitação do trimestre mais úmido (Bio 16).

Figura 4.5 -Coeficiente do teste de correlação linear de Pearson para a seleção das variáveis preditoras.



Os círculos em vermelho representam o coeficiente superior ao valor absoluto de 0.75. Fonte: Produção do autor.

### 4.3.2 Calibração e projeção das mudanças bioclimáticas

Para padronização da resolução espacial dos dados, as variáveis preditoras e de BAS foram compatibilizadas em um plano celular de 1km de resolução espacial. Para cada célula foi atribuído o valor médio de cada variável bioclimática, da porcentagem de cobertura florestal e o maior valor de BAS (BAS máxima) encontrado nos fragmentos dentro da célula. Vale ressaltar que, para obter-se os valores de biomassa máxima foi utilizada a máscara de floresta descrita na Seção 4.2.2 deste capítulo, garantindo assim, o valor potencial máximo de biomassa encontrado apenas nos fragmentos florestais da Mata Atlântica.

A modelagem das variáveis foi executada com o auxílio do *software* MaxEnt® versão 3.4.1. O algoritmo implementado no *software* se baseia no método de inferência probabilística para estimar a distribuição de máxima entropia em conjuntos de dados incompletos (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; PHILLIPS et al, 2017). O algoritmo tem sido amplamente utilizado para estimar a distribuição espacial de espécies baseado em registros de ocorrência ponderados por variáveis ambientais (ELITH et al, 2011). Porém, o método também tem sido aplicado com sucesso para estimativa de ocorrência de incêndios florestais (PARISIEN; MORITZ, 2009; FONSECA et al, 2016) e de valores de biomassa acima do solo (SAATCHI et al, 2011).

Dada a incapacidade de operação do algoritmo sobre dados contínuos a serem projetados, como é o caso da densidade de biomassa acima do solo, foi necessário o fatiamento dos valores de BAS máxima. Assim, foram definidas as classes de biomassa com incremento de 25 Mg.ha<sup>-1</sup> para os valores acima de 100 Mg.ha<sup>-1</sup>.

Destaca-se ainda que, utilizaram-se apenas os valores de biomassa máxima contidos em células com cobertura florestal superior a 90% para a modelagem. Somado a isto, a modelagem procedeu-se somente em células com os valores médios de biomassa acima do solo superior a 100 Mg.ha<sup>-1</sup>, pois os valores estimados de BAS para fragmentos de Mata Atlântica, em média, são superiores a 100 Mg.ha<sup>-1</sup> (VOGEL; SCHUMACHER; TRÜBY, 2006; RIBEIRO et al., 2009;

ALVES et al., 2010; PAULA; COSTA; TABARELLI, 2011; VILLELA et al., 2012; TORRES et al., 2013).

Posteriormente, foi realizada uma amostragem aleatória estratificada mantendo 20% das células em cada classe a fim de garantir a independência dos pontos amostrados. A utilização de toda grade celular poderia apresentar conflito com o conceito de independência das observações, considerado na maioria dos modelos preditivos que contém variáveis ambientais. Assim, a não amostragem dos estratos de BAS poderia tornar a análise tendenciosa, incorporando interpretações errôneas sobre a verdadeira relação das variáveis independentes com a variável resposta.

O mapa da distribuição espacial de probabilidade de cada classe foi obtido usando a técnica de reamostragem *bootstrap* com 100 réplicas e 1000 iterações, gerando, deste modo, uma estimativa média dos valores de probabilidade entre 0 e 1. Além disso, manteve-se 30% das amostras para validação do modelo. Os resultados foram validados consoante ao índice de ajuste AUC (*Area Under the Curve*) gerado pelo modelo, o qual reflete o desempenho do modelo em classificar corretamente uma área em relação a uma classificação arbitrária (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006). Bons modelos são indicados com valores de AUC acima de 0,7, sendo que valores em torno de 0,5 representam uma classificação não melhor que o acaso (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; ELITH et al., 2011).

Na obtenção dos mapas finais de distribuição de probabilidade de cada classe, utilizou-se também, o valor máximo da soma de sensibilidade e especificidade logística dos modelos (*Maximum training sensitivity plus specificity Logistic threshold*) como limiar de corte para identificação das áreas de maior adequabilidade para ocorrência das classes (Tabela 4.4). Valores abaixo deste limiar foram considerados como ocorrência nula para as classes de BAS. A utilização deste limiar é recomendada para modelos que se baseiam em apenas dados de presença por ser pouco afetado por pontos de pseudo-ausência (pontos que são adotados como ausência, mas que podem não ser verdadeiras ausências, visto que o modelo apenas possui dados de presença) e maximizar

a probabilidade do modelo de prever corretamente a ocorrência do fenômeno estudado em um determinado local, e a probabilidade de prever a ausência do fenômeno (LIU et al., 2013).

Tabela 4.4 - Limite logístico para determinação de máxima probabilidade de ocorrência das classes de BAS.

Classe de BAS (Mg.ha <sup>-1</sup> )	<i>Maximum training sensitivity plus specificity Logistic threshold</i>
100 – 125	0.223
125 – 150	0.223
150 – 175	0.234
175 – 200	0.342
200 – 225	0.268
225 – 250	0.180
250 – 275	0.180
275 – 300	0.154
> 300	0.103

Fonte: Produção do autor.

#### 4.3.3 Estimativa da biomassa acima do solo para o período atual e para o final do século sob o cenário RCP 4.5, e cálculo de incertezas do algoritmo MaxEnt

O mapa final de distribuição espacial de BAS deu-se a partir da metodologia proposta por Saatchi et al (2011). As classes de BAS máxima usadas inicialmente na modelagem foram ponderadas pelos valores contínuos de probabilidade gerados pelo MaxEnt para cada pixel (Equação 4.1).

$$B = \frac{\sum_{i=1}^N P_i^n b_i}{\sum_{i=1}^N P_i^n} \quad (4.1)$$

Onde,  $P_i$  é a probabilidade de ocorrência para cada classe de biomassa,  $b_i$  o valor médio do intervalo para cada classe de biomassa e  $B$  é o valor de BAS estimado para cada pixel. Para este estudo, adotou-se o valor  $n=3$ , pois, segundo Saatchi et al (2011), é o valor ideal utilizado para preservar a assimetria da distribuição, visto que representaria o terceiro momento de uma distribuição aleatória. O valor  $n$  é

usado para obter-se o máximo valor predito da probabilidade de uma classe quando os valores das demais classes são pequenos.

Para estimar a incerteza da distribuição espacial de BAS resultante dos modelos probabilísticos, calculou-se o erro relativo de predição em cada pixel por meio da Equação 4.2 e Equação 4.3.

$$\sigma_{\hat{B}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (b_i - \hat{B})^2 P_i}{\sum_{i=1}^N P_i}} \quad (4.2)$$

$$\varepsilon = \frac{\sigma_{\hat{B}}}{\hat{B}} \times 100 \quad (4.3)$$

Em que,  $\sigma_{\hat{B}}$  é o erro médio quadrático do estimador,  $\varepsilon$  é o erro relativo à predição,  $P_i$  é a probabilidade de ocorrência para cada classe de biomassa gerada pelos modelos MaxEnt,  $b_i$  o valor médio do intervalo para cada classe de BAS e  $\hat{B}$  é o valor de BAS estimado para cada pixel.

#### **4.3.4 Cálculo da BAS potencial total, estoque de carbono (C) potencial para o bioma Mata Atlântica e cálculo das áreas com potencial de ganho e perda de BAS por região**

Para este trabalho, entende-se por BAS potencial do bioma, o valor de BAS florestal estimada considerando a adequabilidade climática favorável para ocorrência das classes de biomassa florestal em toda a extensão do bioma. Dessa forma, foi calculado o potencial que o bioma Mata Atlântica possuiria em biomassa florestal, caso este não tivesse sido submetido ao intenso processo de fragmentação. O mesmo pode-se aplicar para os termos “estoque de carbono potencial” e “áreas potenciais de ganho e perda de BAS”.

Assim, após a obtenção do mapa estimado de BAS para o período atual e futuro (2071 a 2100) em mega gramas por hectare ( $\text{Mg,ha}^{-1}$ ), efetuou-se a conversão do valor de BAS para a unidade de área de  $1 \text{ km}^2$ . Com isto, foi possível obter o valor de BAS potencial total para toda a área de estudo, em teragramas (Tg), somando os valores convertidos em cada pixel e multiplicando-os por  $1 \times 10^{-6}$

(Equação 4.4). Para o cálculo do estoque de carbono, considerou-se a metade do valor de BAS estimada para cada pixel (Equação 4.5).

$$BAS_{potencial\ total} = \sum_{i=1}^N \hat{B}_i \times 100 \times 10^{-6} \quad (4.4)$$

$$C = BAS_{potencial\ total} \times 0,5 \quad (4.5)$$

Em que,  $BAS_{potencial\ total}$  é o valor de biomassa máxima acima do solo para toda a área de estudo,  $\hat{B}$  é o valor de BAS estimado para cada pixel e  $C$  é o estoque de carbono para todo o bioma.

Posteriormente, obteve-se um mapa identificando as áreas com maior diferença de BAS em relação ao valor estimado no presente. A identificação destas áreas foi realizada por meio do cálculo da diferença absoluta dos valores estimados de BAS para o futuro e dos valores estimados o presente (Equação 4.6). Dessa forma, os valores positivos correspondem a porcentagem potencial de ganho de BAS em relação ao presente, bem como os valores negativos correspondem a porcentagem potencial de perda de BAS.

$$D = \left( \frac{BAS_{futuro} - BAS_{presente}}{BAS_{presente}} \right) \quad (4.6)$$

Em que,  $D$  é a diferença relativa,  $BAS_{presente}$  corresponde ao valor de BAS estimada para o período atual,  $BAS_{futuro}$  corresponde ao valor de BAS estimada para o final do século (2071 a 2100).

Para cada conjunto de dados gerados nesta seção, efetuou-se uma análise estatística descritiva com o propósito de calcular os valores médios, mediana, quartis e desvio padrão. Além disso, os produtos descritos nesta seção foram analisados considerando como unidade de estudo o limite do bioma e os limites político administrativos regionais (regiões sul, sudeste, centro oeste e nordeste) contidos na Mata Atlântica.

#### 4.3.5 Testes e análises estatísticas

Com a finalidade de testar a diferença significativa entre a distribuição do conjunto de valores de biomassa estimados, e conseqüentemente do estoque de carbono, em ambos os períodos, procedeu-se com o teste estatístico não paramétrico *Wilcoxon* (estatística *W*) para amostras pareadas de tamanhos iguais. Este teste é equivalente ao teste estatístico *t* de *Student*, porém não demanda que os conjuntos de dados analisados tenham distribuição normal ou homogeneidade das variâncias. Também, este teste é menos sensível aos valores extremos da distribuição (*outlier*), uma vez que, testa a diferença entre as medianas de duas distribuições dependentes (WILCOXON, 1945). Para este estudo, adotou-se como hipótese alternativa ( $H_a$ ) o deslocamento da mediana sendo maior ou menor que zero (comparação entre presente e valores projetados), com nível de significância de 5% ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ).

Para atestar a diferença significativa dos valores de BAS entre as regiões abrangidas pela área de estudo, foi usado o teste estatístico não paramétrico de *Kruskall-Wallis*, equivalente a Análise de Variância (ANOVA). Este teste objetiva verificar se há evidências de diferença significativa para a distribuição de diversos grupos, neste caso, a distribuição espacial agrupadas pelas regiões político administrativas do Brasil (regiões sul, sudeste, centro oeste e nordeste). Para este estudo, adotou-se nível de significância de 5% ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ).

Todas as análises estatísticas supracitadas foram realizadas em linguagem R, usando o *software* RStudio® versão 1.2.1335 (RSTUDIO TEAM, 2018). Para a execução de ambos os testes estatísticos (*Wilcoxon* e *Kruskall-Wallis*) foi utilizado a função nativa implementada pelo pacote “*stats*”.

#### 4.4 Estudo de caso: Parque Estadual Campos do Jordão

Foi selecionado o Parque Estadual de Campos do Jordão como estudo de caso com o objetivo de verificar o impacto das mudanças climáticas a nível local e o efeito da aplicação de planos de manejo em Unidades de Conservação. A escolha do parque foi pautada principalmente na necessidade de estudos mais detalhados que permitissem subsidiar o programa de Pesquisa Ecológica de



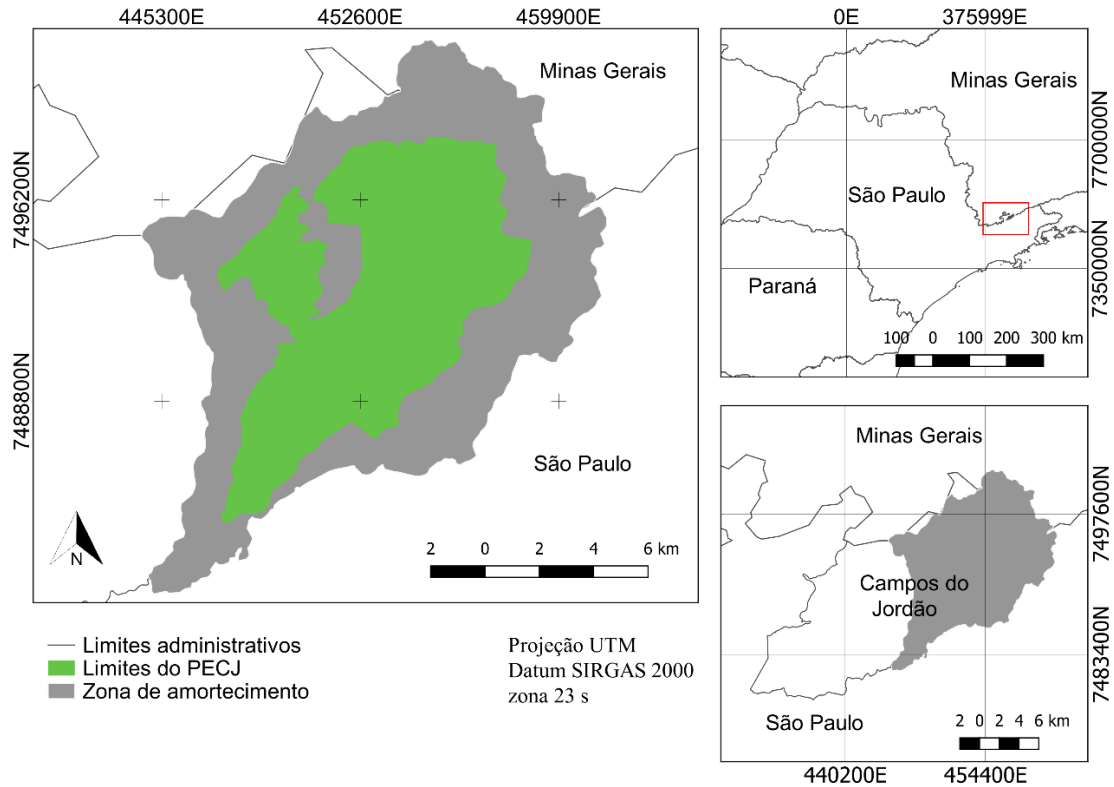
Longa Duração, Parque Estadual de Campos do Jordao (PELD-PECJ). O estudo foi desenvolvido no âmbito do projeto “Ecosistemas, impactos de mudanças globais e manejo adaptativo em uma unidade de conservação: Harmonização da conservação de um ecossistema altamente ameaçado com o uso de serviços ecossistêmicos”.

Assim, nesta etapa do trabalho, as análises foram discriminadas em duas abordagens distintas: (i) o contexto da BAS potencial máxima do PECJ frente cenário de emissão de gases do efeito estufa RCP 4.5, seguindo a metodologia descrita na seção 4 desta dissertação; (ii) caracterização da paisagem e análise de sensibilidade da BAS atual com o manejo das áreas plantadas por espécies exóticas (EE) e exóticas invasoras (EEI).

#### **4.4.1 Área de estudo**

A área do estudo de caso compreende a Unidade de Conservação (UC) de proteção integral, Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ). Com área equivalente a 8.341 ha, a UC está localizada no município de Campos do Jordão - SP, e inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra da Mantiqueira (Figura 4.6). O PECJ, uma das primeiras UCs do estado de São Paulo, foi criado pelo Decreto-Lei Estadual nº 11.908, de 27 de março de 1941, com a finalidade de proteção da espécie vegetal ameaçada de extinção *A. angustifolia* (MEDEIROS; SAVI; BRITO, 2005). Além desta espécie, o PECJ abriga mais de 800 espécies de plantas vasculares, das quais 25 encontram-se sob algum grau de ameaça.

Figura 4.6 - Localização do Parque Estadual de Campos do Jordão.



Fonte: Produção do autor.

O PECJ apresenta um clima com temperaturas médias anuais de, aproximadamente, 14,3°C e precipitação variando entre 1.205 a 2.800 mm (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2015). O PECJ apresenta, inseridas em um gradiente altimétrico de 1030 a 2007 metros, fitofisionomias como floresta ombrófila mista alto-montanha com presença de *A. angustifolia*, floresta ombrófila densa alto-montanha, campos de altitude, além de áreas de reflorestamento com base em *A. angustifolia* e espécies como *Pinus elliotii* e *P. taeda*, nas partes mais baixas do parque (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2015).

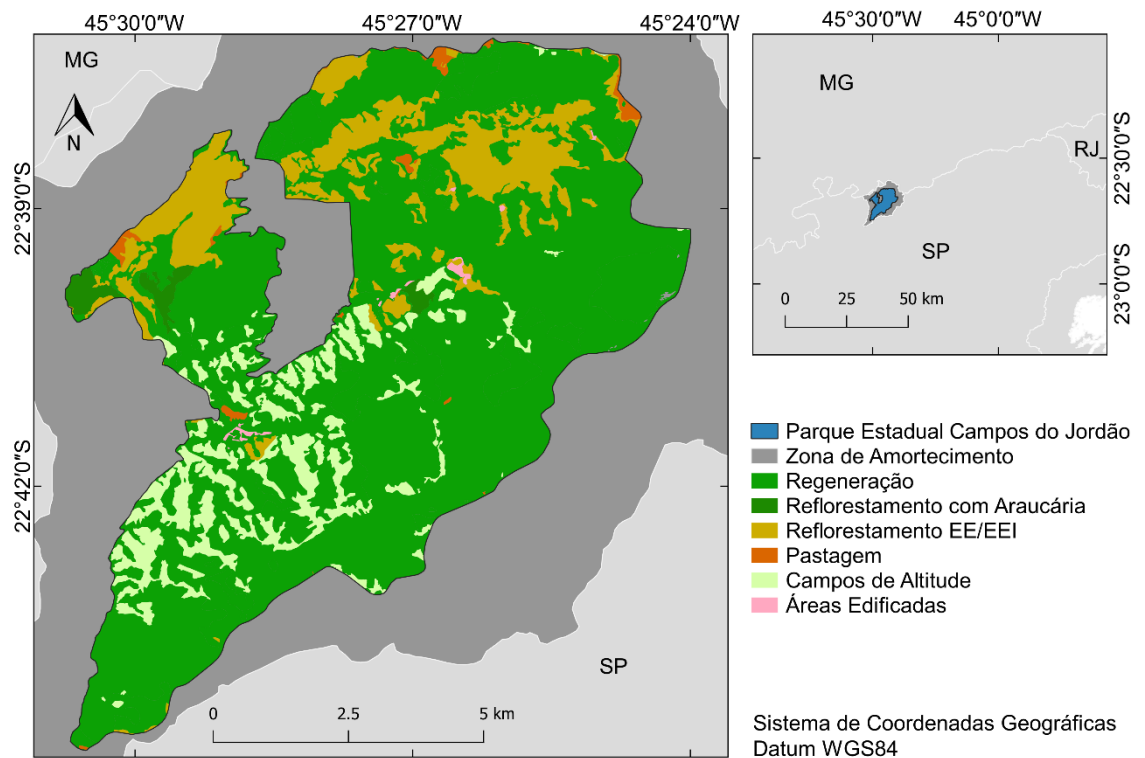
Historicamente, a região foi submetida a um intenso processo de desmatamento para extração de madeira como matéria prima para construção civil. Devido a isto, a criação do parque teve como objetivo, além da proteção da *A. angustifolia*, suprir a necessidade de matéria prima entre as décadas de 1950 e 1970. Dessa forma, espécies exóticas e exóticas invasoras como as do gênero *Pinus* sp foram introduzidas em 70% da área total reflorestada (2.618 ha) entre as décadas de 1950 e 1970 (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2015).

Atualmente, apesar de já ter sido realizado o manejo em parte das áreas plantadas com *Pinus* sp., cerca de 20% da vegetação do parque ainda permanece com a espécie.

#### 4.4.2 Caracterização da paisagem do PECJ

A caracterização da paisagem no PECJ foi realizada a partir do cálculo de métricas de paisagem, considerando o mapa de uso e cobertura presente no plano de manejo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2015), apresentado na Figura 4.7. As principais métricas abordadas neste trabalho foram referentes a índices de área de cobertura florestal, área de núcleo (core) e borda.

lo Figura 4.7 - Uso e cobertura do Parque Estadual de Campos do Jordão.



Fonte: Adaptado de Fundação Florestal (2015).

Inicialmente, foi criado um mapa binário de floresta e *background* com base no mapa de uso e cobertura de resolução espacial de 30 metros. Para este mapa binário considerou-se como floresta toda área classificada como “Regeneração”, “Reflorestamento com Araucária” e “Reflorestamento EE/EEI”, está última classe

indica a área com reflorestamento de espécies exóticas e exóticas invasoras. As demais classes foram tomadas como *background*.

Dessa forma, procedeu-se o cálculo das métricas de paisagem por meio de *Morphological Spatial Pattern Analysis* (MSPA) implementado no *software* de livre acesso GUIDOS toolbox da *European Commission's Joint Research Centre* (SOILLE; VOGT, 2009; VOGT, 2014). O *software* realiza uma classificação automática discriminando cada pixel em diferentes classes de fragmentação: (1) Borda: perímetro da área florestal, cuja profundidade pode alterar conforme o critério utilizado, neste estudo definido como 120 metros; (2) Core: área interior (núcleo) do fragmento florestal; (3) Ilha: porções desconectadas dos fragmentos com ausência de área interior; (4) Perfuração: bordas interiores; (5) Laço (*Loop*) e (6) Ponte (*Bridge*): métricas de conectividade com ausência de área interior, mas conectadas ao fragmento florestal; (7) *Branch*: estreita extensão do fragmento com ausência de área interior (SOILLE; VOGT, 2009).

A partir do mapa proveniente da análise MSPA, as categorias classificadas com ausência de área interior (ilha, perfuração, loop, bridge e branch) foram consideradas como borda para este trabalho. Além disso, adotou-se como profundidade de borda 120 metros, baseado no trabalho desenvolvido por Silva Junior et al. (2018) para o posterior cálculo da taxa anual de perda de carbono em bordas recém formadas com profundidade de 120 metros.

#### **4.4.3 Análise de sensibilidade da BAS para manejo das áreas com espécies exóticas e exóticas invasoras do PECJ**

O intuito desta abordagem foi investigar o efeito da aplicação do plano de manejo do PECJ para a remoção das manchas de floresta plantada com espécies exóticas invasoras sobre a área de floresta natural. Este estudo foi realizado com o intuito de subsidiar o projeto de recuperação da cobertura florestal nativa nas áreas plantadas com *Pinus sp.*, conforme disposto no plano de manejo do PECJ.

A remoção dessas áreas ocasionará o aparecimento de novas bordas florestais, que por sua vez, intensificará o efeito de borda sobre o fragmento de floresta presente no PECJ. Dessa forma, conduziu-se a simulação reclassificando a área

de “Reflorestamento por *Pinus sp*” como matriz (valor de pixel = 1). Então, realizou-se o cálculo das métricas de paisagem por meio de MSPA novamente (descrito na seção 4.4.2 deste capítulo), adotando o valor de borda de 120 metros. Posteriormente, o mapa gerado nesta seção foi subtraído da análise MSPA anterior, identificando, assim, as novas bordas. Adicionalmente, calculou-se o valor de área core e borda para o novo mapa gerado.

Em seguida, foi realizado a simulação para quantificar a perda de estoque de carbono nas áreas de borda recém-formadas, seguindo a metodologia proposta por Silva Junior (2018). Apesar de uma floresta de Araucária levar cerca 30 anos para atingir o clímax (ORELLANA et al., 2016; ROZENDAAL et al., 2019), a simulação levou em conta a perda do estoque para os cinco anos após a remoção das áreas com *Pinus sp*. De acordo com Silva Junior (2018), a taxa anual de perda após cinco anos tende a zero, como apresentado na Tabela 4.5. Para esta simulação foi utilizado o mapa de densidade de BAS gerado por Baccini et al (2012) na resolução de 30 metros.

Tabela 4.5 - Perda de estoque de carbono por idade de borda florestal.

<b>Idade (ano)</b>	<b><math>F_i</math></b>	<b><math>f_i = F_i \times 0,5 \times 0,9</math></b>
1	0,233	0,010
2	0,069	0,003
3	0,033	0,001
4	0,019	0,001
5	0,013	0,001
6	0,009	0,000

Fonte: Adaptado de Silva Junior (2018).

A estimativa da perda de estoque de carbono por idade de borda florestal foi realizada por meio da equação 4.7

$$E_c = BAS \times f_i \quad (4.7)$$

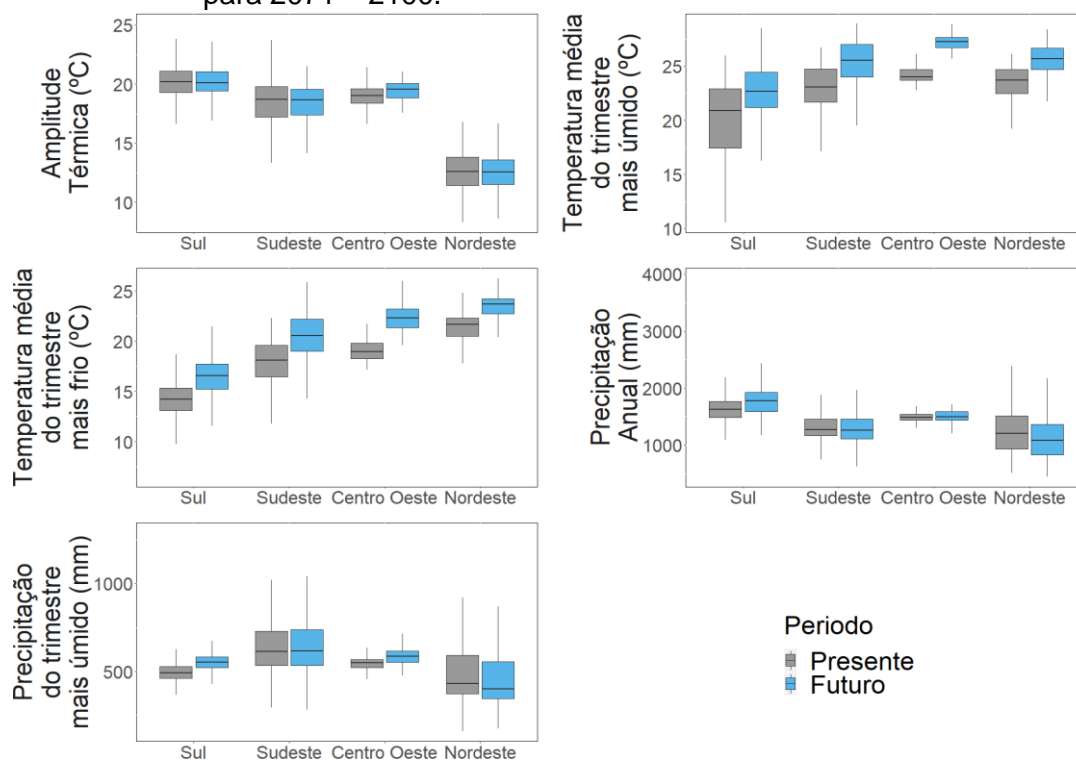
Onde,  $E_c$  é o estoque de carbono perdido por ano, BAS é o valor de biomassa acima do solo estimado por Baccini et al (2012),  $f_i$  é a taxa anual de perda de carbono em mega gramas por unidade de área de 30 metros.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Cenário de emissão de gases do efeito estufa RCP 4.5 para o período de 2071 a 2100

As mudanças propostas pelo cenário de emissão de gases do efeito estufa RCP 4.5 para o final do século (2100) indicam, de maneira geral, condições climáticas com temperaturas médias mais quentes e aumento dos índices de precipitação na Mata Atlântica. Considerando o bioma como um todo, o cenário propõe um aumento da temperatura média do trimestre mais frio e do trimestre mais úmido de 2 °C, aproximadamente; e aumento em cerca de 25 mm para precipitação anual acumulada e precipitação acumulada no trimestre mais seco de modo geral. Entretanto, estas mudanças podem variar regionalmente (Figura 5.1). Por exemplo, a região nordeste apresenta, em média, padrões climáticos mais quentes e diminuição em 10% dos índices de precipitação; em contrapartida, as demais regiões apresentam manutenção ou aumento dos índices de precipitação.

Figura 5.1 - Distribuição dos valores do histórico bioclimático atual e do cenário RCP 4.5 para 2071 – 2100.

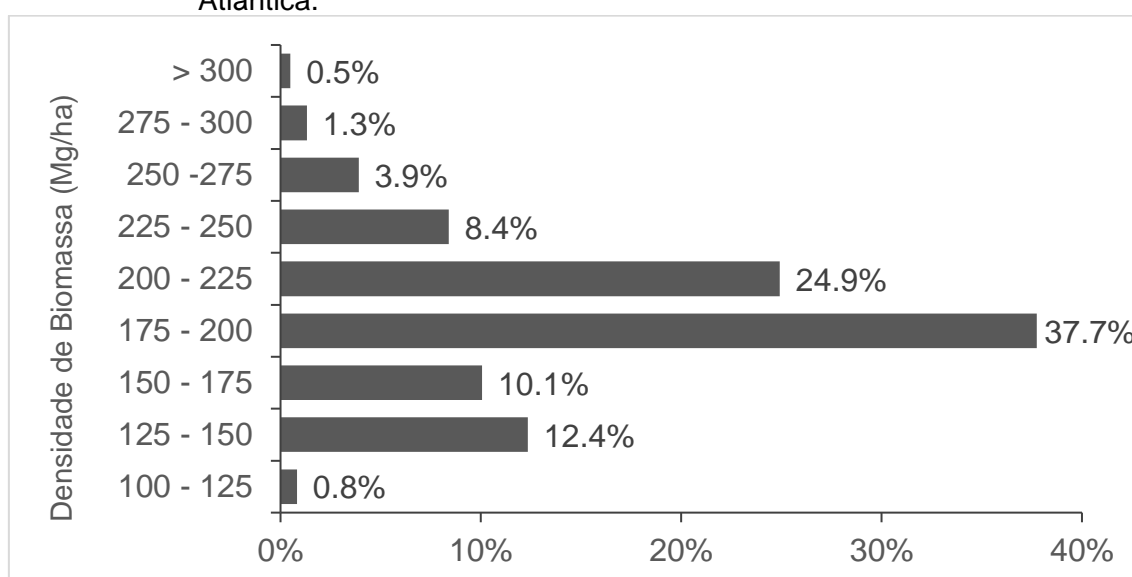


Fonte: Produção do autor.

## 5.2 Performance dos modelos para o bioma

A distribuição de frequência das classes de BAS máxima pode ser observada na figura 5.1. Notou-se que na Mata Atlântica, a classe de maior ocorrência representa os fragmentos com BAS entre 175 – 200 Mg.ha<sup>-1</sup> (37,7%), seguido da classe de 200 – 225 Mg.ha<sup>-1</sup> (24,9%). Em contrapartida, a classe com menor frequência (0.5%) corresponde aos fragmentos com BAS superior a 300 Mg.ha<sup>-1</sup>.

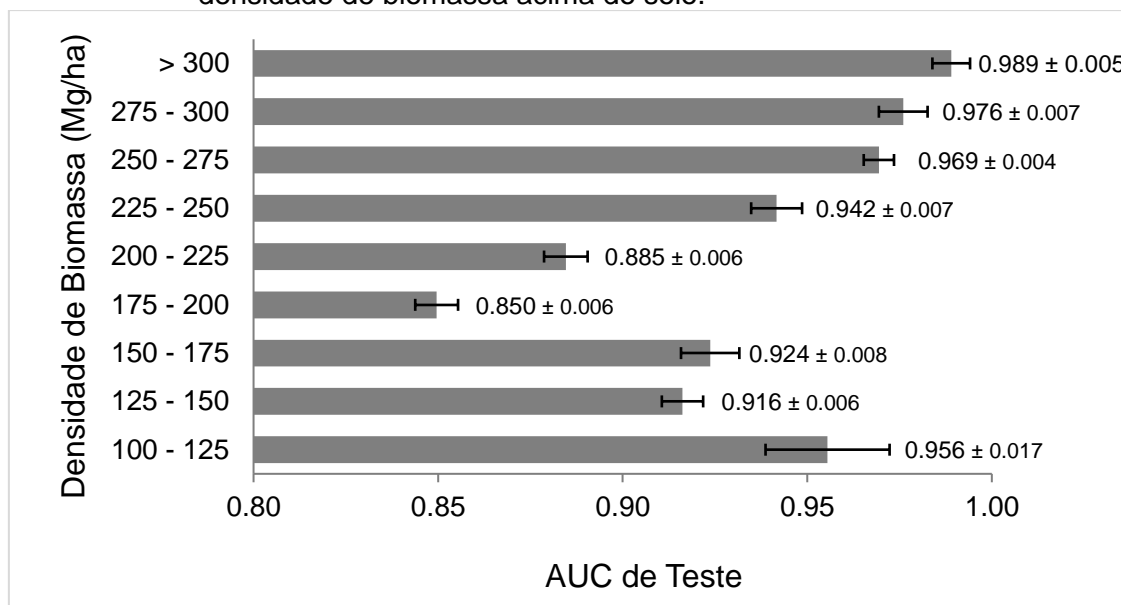
Figura 5.2 – Porcentagem das classes de biomassa máxima acima do solo na Mata Atlântica.



Fonte: Produção do autor.

A partir da técnica de reamostragem *bootstrapping* de 30% das amostras para a validação, pôde-se avaliar o desempenho dos modelos. Para todos os modelos de classes de densidade de biomassa acima do solo executados, o valor do índice AUC médio de validação variou entre 0,850 a 0,989 (Figura 5.3). Isto mostra que as estimativas foram significativamente melhores que o acaso para todos os modelos propostos (AUC>0,5 e p<0,05).

Figura 5.3 - Valor do índice médio *Area Under the Curve* (AUC) de teste e seu respectivo desvio padrão (n=100) dos modelos propostos para cada classe de densidade de biomassa acima do solo.



Fonte: Produção do autor.

As classes de BAS que correspondem aos valores entre 175 a 225 Mg.ha<sup>-1</sup> apresentaram os menores índices AUC. Isto pode ser atribuído ao fato dessas classes possuírem ampla distribuição espacial e maior frequência ao longo da área de estudo e, portanto, possuem características climáticas e topográficas semelhantes às demais classes, tornando-as mais heterogêneas.

A porcentagem de contribuição das variáveis preditoras utilizadas alterou-se dentre as classes, sendo possível distinguir dois padrões principais de contribuição majoritária de duas variáveis, amplitude térmica anual e altitude para as classes de maiores valores de BAS, e temperatura média do trimestre mais frio e amplitude térmica anual para as classes de valores intermediários (Figura 5.4).

A amplitude térmica anual contribuiu expressivamente em seis das nove classes de biomassa modeladas. A sua maior contribuição ocorreu para a classe de BAS acima de 300 Mg.ha<sup>-1</sup> (53,3%), seguida pela classe de valores entre 275 a 300 Mg.ha<sup>-1</sup> com 46,7% e 200 a 225 Mg.ha<sup>-1</sup> com 37,4%.

De forma complementar a amplitude térmica anual, a altitude apresentou a segunda maior porcentagem de contribuição para as classes de BAS de 225 a 250 Mg.ha<sup>-1</sup> e

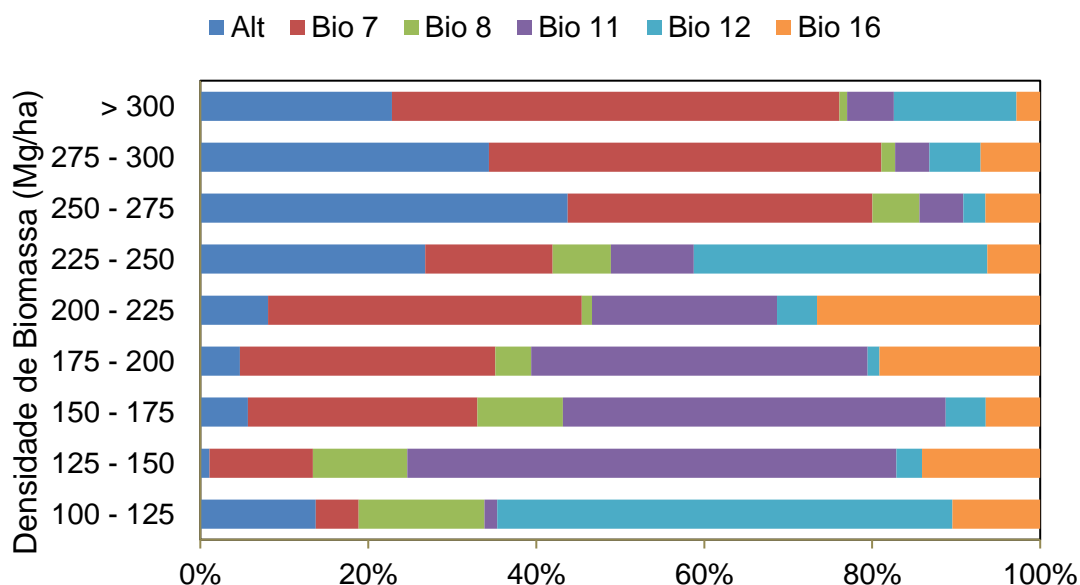


superiores a 275 Mg.ha<sup>-1</sup>, variando entre 22% a 34%. Além disso, a altitude apresentou porcentagem prevalecente para a classe de BAS de 250 a 275 Mg.ha<sup>-1</sup> (43,7%).

A contribuição da temperatura média do trimestre mais frio assumiu comportamento decrescente nas classes de BAS superiores a 125 Mg.ha<sup>-1</sup>, sendo maior na classe de 125 a 150 Mg.ha<sup>-1</sup> (58%), e menor na classe de 275 a 300 Mg.ha<sup>-1</sup> (4%). Além da classe de 125 a 150 Mg.ha<sup>-1</sup>, esta variável também apresentou porcentagem majoritária nas classes entre 150 a 200 Mg.ha<sup>-1</sup>, com 45% e 40%, respectivamente. Em sequência, tem-se novamente a amplitude térmica anual, variando de 12% a 30% de contribuição para as mesmas classes (Figura 5.4).

De maneira geral, a contribuição da precipitação anual foi baixa, com exceção das classes de valores de BAS entre 100 e 125 Mg.ha<sup>-1</sup> e 225 e 250 Mg.ha<sup>-1</sup>, nas quais ocorreram de maneira majoritária. Já as variáveis que menos contribuíram para os modelos foram a temperatura média do trimestre mais úmido, com contribuições variando de 0,9 a 14,9%; e a precipitação acumulada no trimestre mais úmido, chegando a contribuir em, no máximo, 26,6% para a classe de 200 a 225 Mg.ha<sup>-1</sup>.

Figura 5.4 - Porcentagem de contribuição das variáveis preditores para os modelos de densidade de biomassa acima do solo.



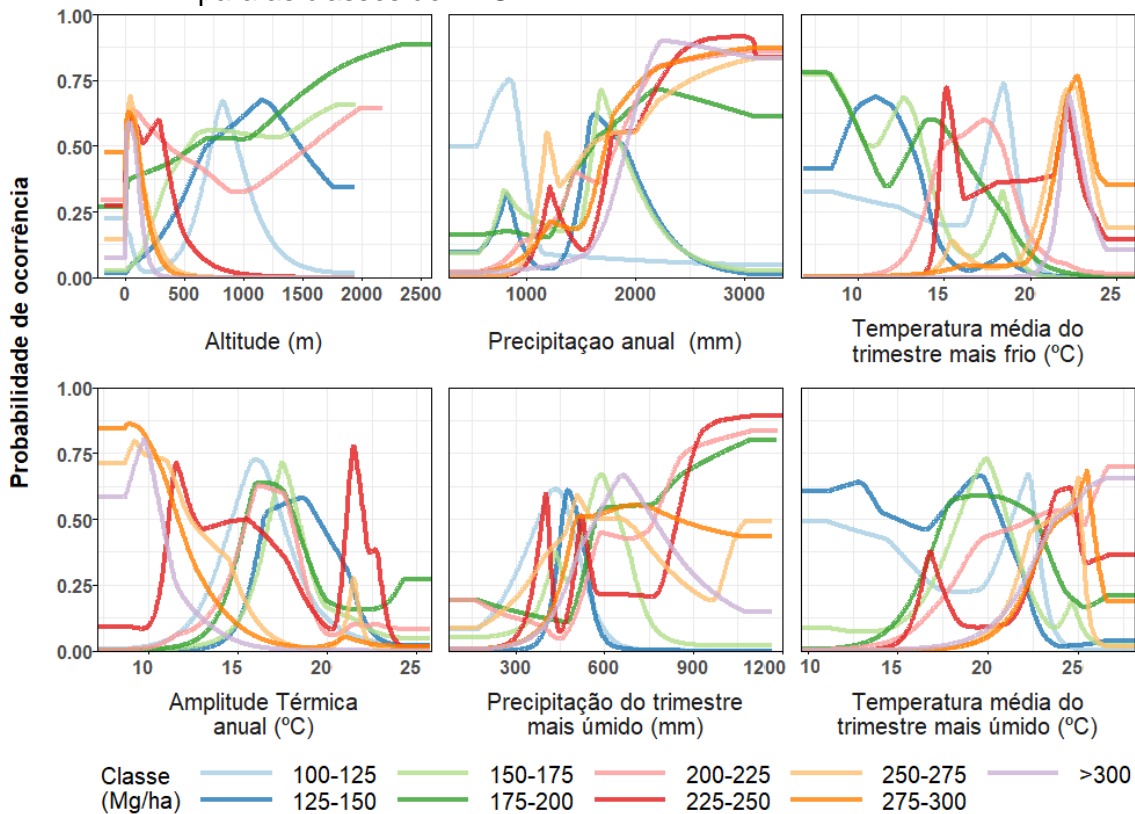
Alt, elevação do terreno; Bio 7, amplitude térmica anual; Bio 8, temperatura média do trimestre mais úmido; Bio 11, temperatura média do trimestre mais frio; Bio 12, precipitação anual acumulada; Bio 16, precipitação acumulada no trimestre mais seco. Fonte: Produção do autor.

A análise da resposta da probabilidade de ocorrência das classes de BAS em função das variáveis preditoras é apresentada na Figura 5.4. Esta análise demonstrou que as classes acima de  $250 \text{ Mg.ha}^{-1}$  tendem a possuir maior probabilidade de ocorrência em torno dos  $10^\circ \text{ C}$  de amplitude térmica anual em locais com altitude até a 500 metros, diminuindo ao passo que a amplitude aumenta. Já para as classes inferiores a  $225 \text{ Mg.ha}^{-1}$ , a probabilidade tende a aumentar até  $18^\circ \text{ C}$  de amplitude térmica anual, quando atinge seu pico máximo, e então, diminui conforme o aumento da amplitude térmica anual (Figura 5.5).

O aumento da temperatura média do trimestre mais frio, em geral, acarreta na diminuição da probabilidade de ocorrência das classes inferiores a  $225 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (Figura 5.5). Entretanto, nas classes de valores de biomassa superiores a estas, o aumento até  $22,5^\circ \text{ C}$  da temperatura média do trimestre mais frio, eleva sua probabilidade de ocorrência.

Em relação as áreas com BAS de  $100$  a  $125 \text{ Mg.ha}^{-1}$ , o aumento da precipitação tende a diminuir sua ocorrência, bem como altitudes inferiores a 500 metros e superiores a 1.500 metros. Contrariamente, nas área com BAS de  $225$  a  $250 \text{ Mg.ha}^{-1}$ , o comportamento de ocorrência tende a ser explicado, principalmente, pelo aumento da precipitação e altitudes inferiores a 500 metros.

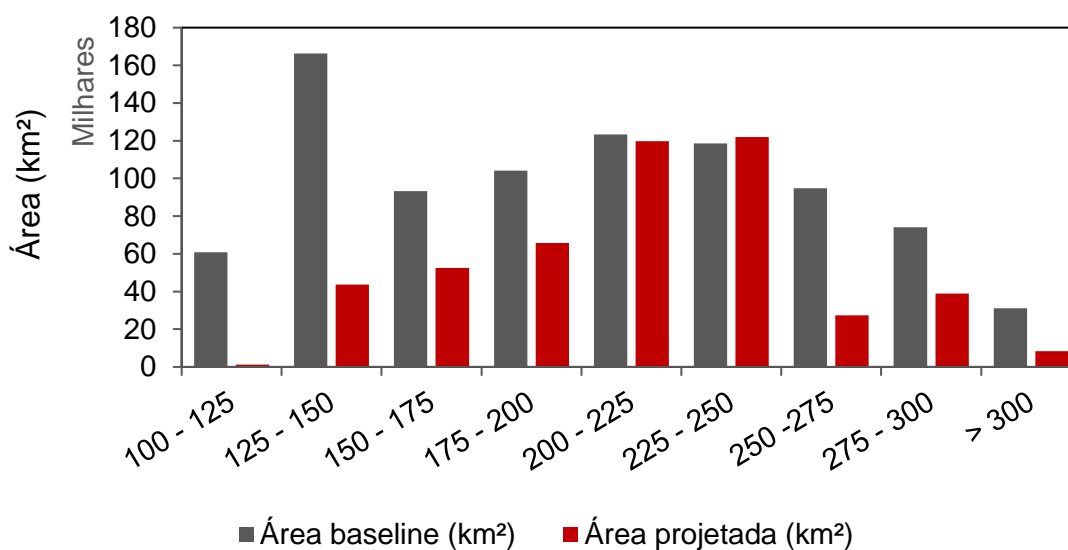
Figura 5.5 - Curva resposta de cada variável em relação a probabilidade de ocorrência para as classes de BAS.



No domínio da Mata Atlântica, o modelo calibrado apontou que 14,1% da área do bioma apresenta condições adequadas para ocorrência BAS entre 125 a 150  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , sendo esta, a classe com maior distribuição potencial (Figura 5.6). Em seguida, tem-se as classes com valores de 200 a 225  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  e 225 a 250  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  correspondendo a 10,5% e 10,1% do bioma, respectivamente. A classe com menor distribuição potencial foi aquela com BAS superiores a 300  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , representando apenas 2,6% do bioma.

O modelo preditivo para o período entre 2071 a 2100 sob o cenário de emissão RCP 4.5 indicou contração nas áreas potenciais de ocorrência em oito das nove classes modeladas em relação ao período atual (Figura 5.6). Com exceção da classe de 225 a 250  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , que apresentou aumento de 3% de sua área potencial de ocorrência, todas as demais apresentaram redução, variando de 3% a 98%.

Figura 5.6 -Área de distribuição potencial das classes de densidade de biomassa acima do solo para o período presente e o período de 2070 a 2100 segundo o cenário RCP 4.5.



Fonte: Produção do autor.

### 5.3 Estimativa de BAS máxima e cálculo da incerteza associada ao algoritmo de máxima entropia

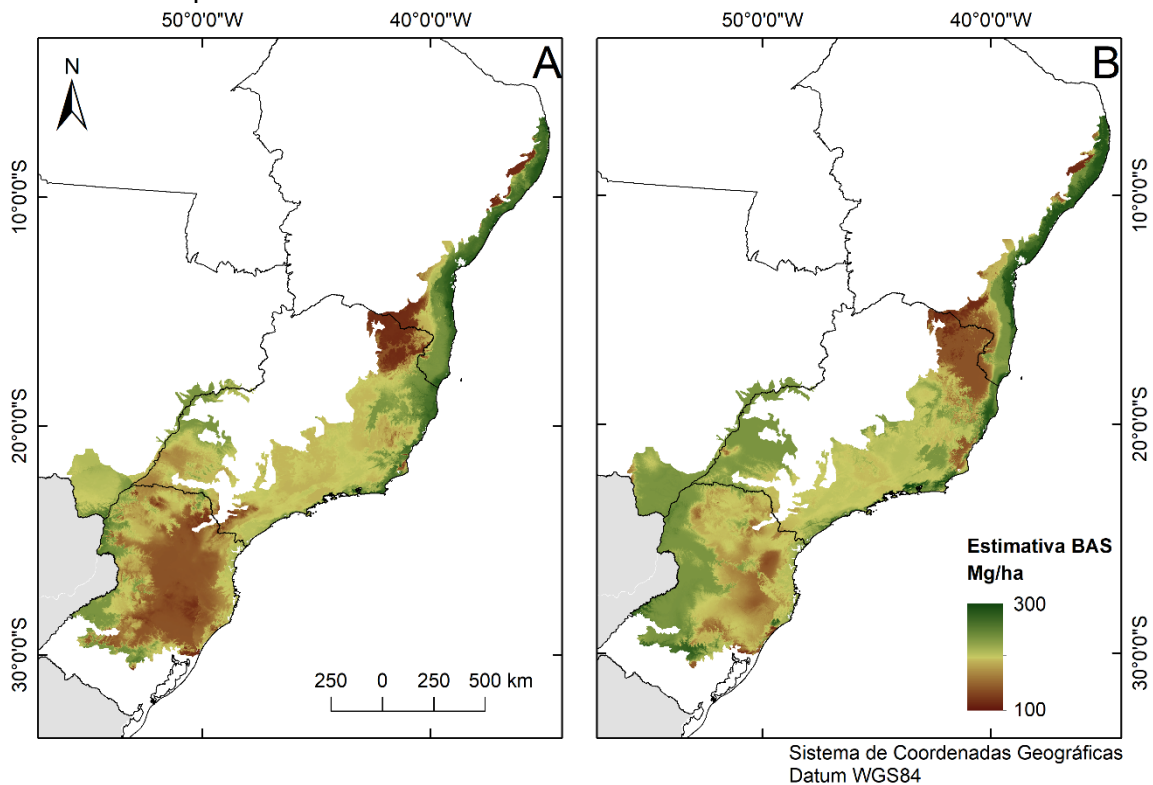
A estimativa da BAS máxima potencial gerada a partir dos resultados obtidos do algoritmo MaxEnt para a Mata Atlântica é apresentada na Figura 5.7. Para o período presente, estimou-se a BAS potencial máxima variando entre 112,5 Mg.ha<sup>-1</sup> e 295,6 Mg.ha<sup>-1</sup>; enquanto que para o período de 2071 a 2100, os valores calculados variaram de 112,5 Mg.ha<sup>-1</sup> a 298,6 Mg.ha<sup>-1</sup>.

O modelo estima que apesar das mudanças climáticas acarretarem redução nas áreas de distribuição potencial das classes de BAS para o bioma (Figura 5.6), pode ocorrer um incremento significativo no valor médio de BAS potencial de 192,7 ± 39,8 Mg.ha<sup>-1</sup> para 207,7 ± 36,5 Mg.ha<sup>-1</sup> para o bioma de modo geral. A projeção aponta que 75% da área possui valores potenciais máximos de até 237 Mg.ha<sup>-1</sup>, enquanto que a maioria da área para o presente (75%) não ultrapassa 216 Mg.ha<sup>-1</sup>.

A BAS potencial máxima estimada para a Mata Atlântica sem o efeito da fragmentação (máscara de fragmentação), calculada a partir dos modelos propostos para o presente e para o período de 2071 a 2100 sob a trajetória de emissão de gases do efeito estufa RCP 4.5, foi de 28.400 Tg e de 30.700 Tg, respectivamente. Contudo, utilizando a máscara dos remanescentes florestais

do bioma, a BAS máxima total estimada para o presente não ultrapassa 3.200 Tg, ou seja, uma redução em 89% da capacidade total estimada. De forma similar e considerando taxa nula de desmatamento no bioma entre o período presente até 2100, a BAS alocada nos fragmentos para o futuro seria de 3.500 Tg, isto é, um incremento de 9,4% em relação a BAS dos fragmentos atuais.

Figura 5.7 - Estimativa da distribuição de biomassa acima do solo máxima potencial para a Mata Atlântica.



A, período presente. B, projeção para 2071-2100 considerando o cenário de emissão RCP 4.5.

Fonte: Produção do autor.

A partir do teste não paramétrico de Wilcoxon pareado, encontrou-se evidências suficientes para concluir que há mudanças significativas entre os valores de BAS potencial do presente para o futuro a um nível de significância de 0.05 para todas as regiões, como apresentado na Tabela 5.1. Adicionalmente, o teste estatístico de variância (Kruskal-Wallis) da distribuição espacial da estimativa de BAS demonstrou que as regiões são distintas entre si em ambos os períodos (Kruskal-Wallis Qui-quadrado = 338830 e p-valor < 0.05).

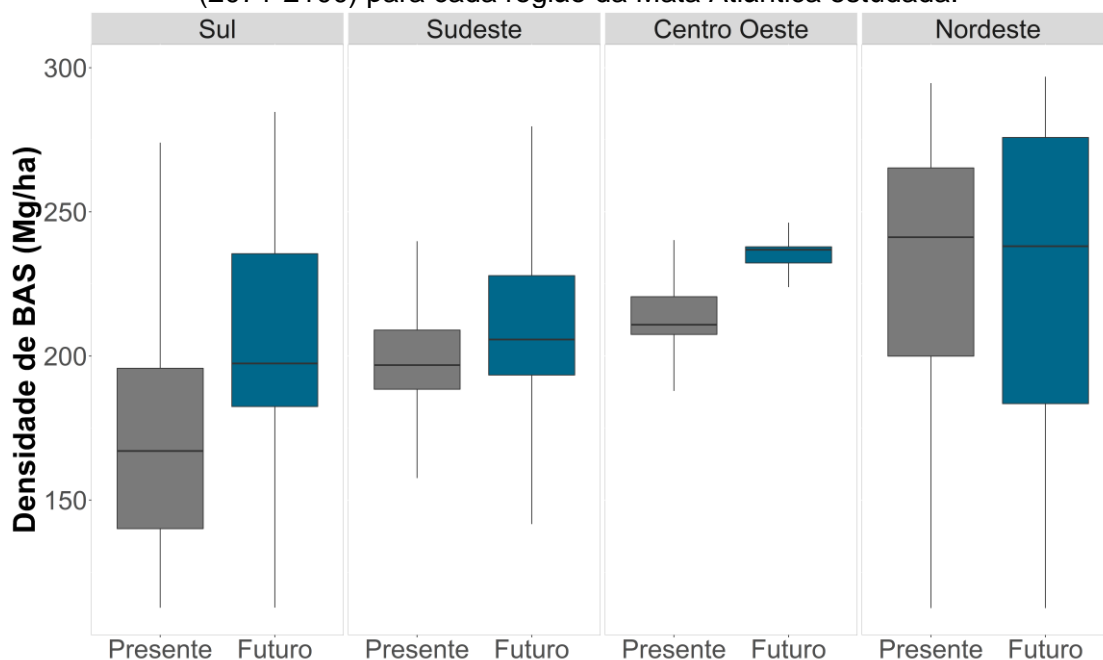
Tabela 5.1 - Teste de Wilcoxon pareado para os valores de BAS máxima potencial do presente e do período projetado para 2071-2100 considerando alteração da mediana como hipótese alternativa e nível de significância de 0,05.

<b>Região</b>	<b>Estatística W</b>	<b>p-valor</b>	<b>BAS média Presente (Mg.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>BAS média Futuro (Mg.ha<sup>-1</sup>)</b>
Sul	7,2 e <sup>+09</sup>	2,2 e <sup>-16</sup>	172,1 ± 34,3	203,5 ± 30,3
Sudeste	5.4 e <sup>+10</sup>	2,2 e <sup>-16</sup>	196,8 ± 31,5	202,7 ± 33,5
Centro Oeste	3,44 e <sup>+08</sup>	2,2 e <sup>-16</sup>	214,7 ± 13,4	231,8 ± 12,6
Nordeste	9,7 e <sup>+09</sup>	2,2 e <sup>-16</sup>	227,1 ± 52.4	224,1 ± 55.6

Fonte: Produção do autor.

Analisando regionalmente a estimativa de BAS máxima potencial, observou-se que a na região Nordeste do país detém a maior concentração tanto para o período atual quanto para o final do século, seguido pelo Centro Oeste e Sudeste (Figura 5.8). A região Sul, por sua vez, apresentou a menor concentração de BAS máxima potencial, possuindo mais da metade de seu território (55%) com potencial para BAS entre 125 Mg.ha<sup>-1</sup> e 175 Mg.ha<sup>-1</sup> no período presente. Todavia, a projeção para o final deste século (2071 a 2100) indica um deslocamento dos valores médios de BAS potencial na região Sul de 172 ± 34,3 Mg.ha<sup>-1</sup> para 203 ± 30,3 Mg.ha<sup>-1</sup> (Figura 5.8).

Figura 5.8 – *Boxplot* da distribuição de BAS máxima potencial presente e projetada (2071-2100) para cada região da Mata Atlântica estudada.

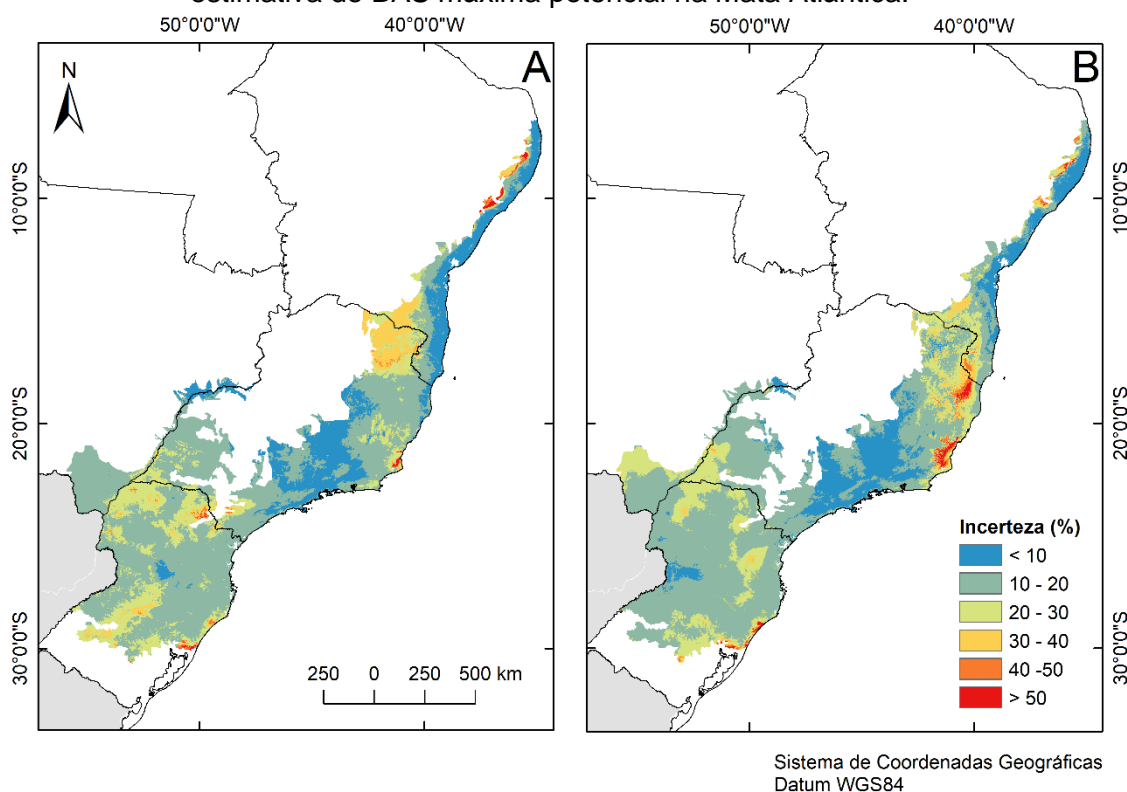


As linhas horizontais do *boxplot* representam o primeiro, segundo e terceiro quartis e as verticais os valores máximos da distribuição.

Fonte: Produção do autor.

As incertezas associadas à predição resultante da modelagem espacial da BAS para o presente e para o final do século (2071 a 2100) são apresentadas na Figura 5.9. Para a estimativa da BAS máxima potencial atual, as regiões com incertezas superiores a 30% estão localizadas majoritariamente sobre áreas de menor biomassa, entre 100 e 125 Mg.ha<sup>-1</sup> (Figura 5.9a). Não obstante das estimativas do presente, as maiores incertezas para o período futuro estão sobre áreas de 125 a 250 Mg.ha<sup>-1</sup> de biomassa (Figura 5.9b).

Figura 5.9 – Mapa da distribuição espacial das incertezas associadas ao cálculo da estimativa de BAS máxima potencial na Mata Atlântica.



A, período presente; B, projeção para 2071-2100 considerando o cenário de emissão RCP 4.5.

Fonte: Produção do autor.

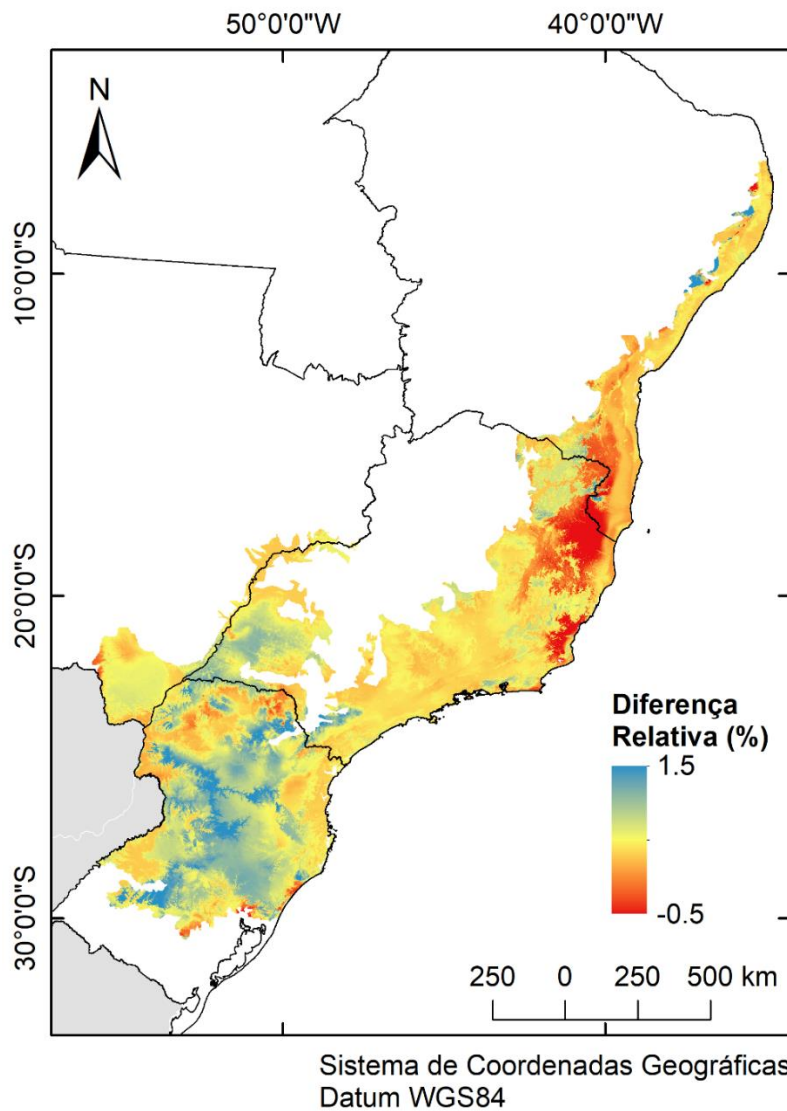
A diferença relativa entre as estimativas de BAS máxima potencial para 2071 a 2100 e o presente evidenciam regiões com possível redução de biomassa em até 50% dos valores encontrados no presente, assim como regiões propensas ao incremento em até 150% (Figura 5.10). No geral, a projeção aponta que 76,9% do bioma possui condições climáticas favoráveis ao incremento de biomassa até 2100 considerando o RCP 4.5. Na maior parte do bioma (52,7%) ocorre até 20% de incremento do valor de biomassa potencial existente, e 18,6% do bioma compreende regiões com incremento de 20% a 40%. Ambas as regiões de possível ganho de biomassa potencial concentram-se na região Sul do país (Figura 5.11).

Em contrapartida, as regiões que apresentam maior índice de perda de BAS máxima potencial ocorre entre o Nordeste e o Sudeste do Brasil, principalmente nos estados da Bahia, Minas Gerais e Espírito Santo, além do norte do estado do Rio de Janeiro. A maior parte da área com decremento no bioma (17,7%)



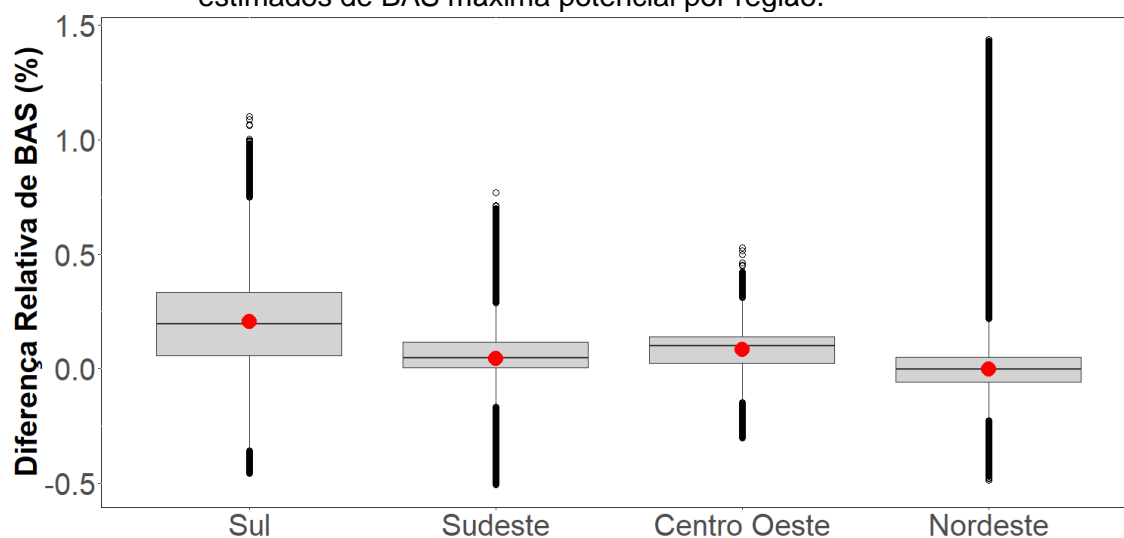
ocorre com índice de redução de até 20%, seguido por 4,1% do bioma com redução de até 40% do valor BAS máxima potencial. Vale ressaltar que, apesar do Nordeste apresentar maiores índices de redução que as demais regiões (redução dos valores médios de BAS máxima potencial de  $227 \pm 52,3 \text{ Mg.ha}^{-1}$  para  $224 \pm 55,6 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ) de maneira geral, a região também apresenta índices que alcançam cerca de 150% de incremento (Figura 5.11).

Figura 5.10 - Diferença da mudança relativa (futuro menos presente) dos valores estimados de BAS máxima potencial.



Áreas em tons de azul representam incremento de BAS, e as áreas em vermelho, o decremento.  
Fonte: Produção do autor.

Figura 5.11 - Diferença da mudança relativa (futuro menos presente) dos valores estimados de BAS máxima potencial por região.

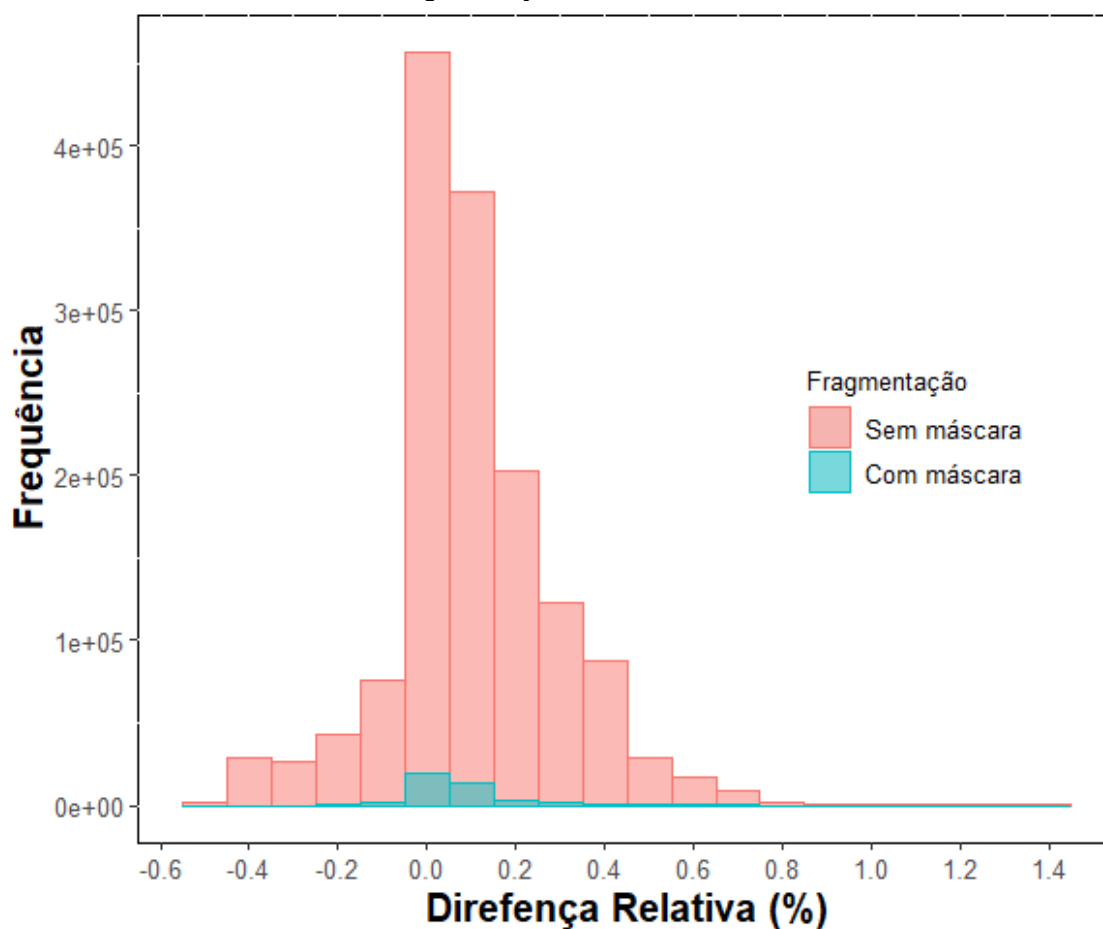


As linhas horizontais do boxplot representam o primeiro, segundo e terceiro quartis; as linhas verticais representam os valores máximos da distribuição; os pontos em preto representam os outliers; os pontos em vermelho representam os valores médios de cada distribuição.

Fonte: Produção do autor.

De modo geral, a comparação do percentual de diferença (futuro menos presente) dos valores estimados de BAS máxima potencial no bioma, com a utilização da máscara de fragmentação e sem a máscara, evidenciou-se que o processo de fragmentação pode exercer influência negativa da biomassa do futuro (Figura 5.12). Além da redução na frequência dos valores, o uso da máscara evidenciou uma redução na mediana em 52,4% ( $W = 3,3e^{+10}$  e  $p\text{-valor} < 0,05$ ). Isto ocorre, visto que, ao utilizar a máscara de fragmentação, houve a remoção de áreas com maiores valores de incremento, acarretando a diminuição da média e da mediana.

Figura 5.12 - Comparação do percentual de diferença (futuro menos presente) dos valores estimados de BAS máxima potencial no bioma com a utilização da máscara de fragmentação e sem a máscara.



Fonte: Produção do autor.

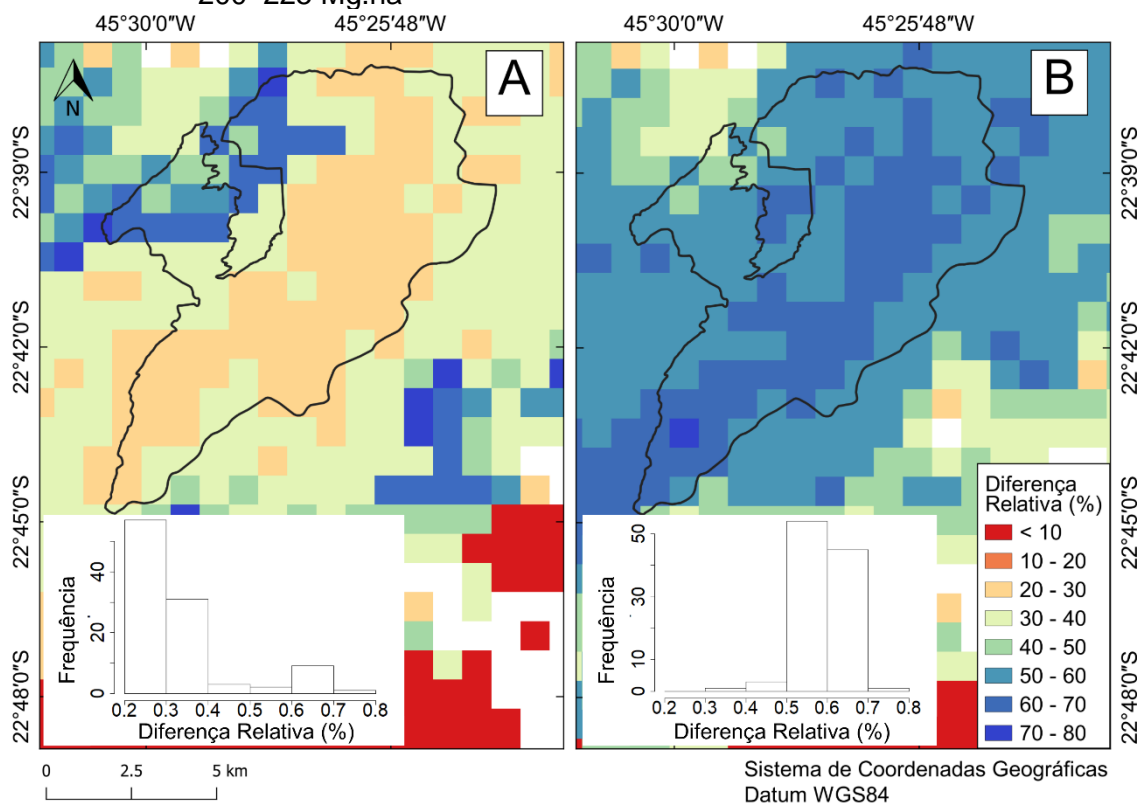
#### 5.4 Performance do modelo e estimativa de biomassa máxima acima do solo no PECJ

Com base nos limites (Tabela 4.4) aplicados aos modelos para determinação da área de distribuição potencial para ocorrência de cada classe de biomassa, o modelo apontou a presença apenas das classes de 175 – 200 Mg.ha<sup>-1</sup> e 200 – 225 Mg.ha<sup>-1</sup> na área compreendida pelo PECJ. Para ambas as classes, a probabilidade de ocorrência em 2100 pode aumentar em até 80% do valor calibrado para o presente (Figura 5.13).

Na área do PECJ, este aumento na probabilidade é mais evidente na classe de 200 – 225 Mg.ha<sup>-1</sup>, pois 96% da área do parque possui entre 50% e 70% de

aumento desta classe (Figura 5.13b). No caso da classe de 175 – 200 Mg.ha<sup>-1</sup>, este aumento concentra-se (85% da área do PECJ) entre 20% e 40% (Figura 5.13a).

Figura 5.13 – Diferença relativa (futuro menos presente) de probabilidade de ocorrência das classes de biomassa acima do solo de (A) 175–200 Mg.ha<sup>-1</sup> e (B) 200–225 Mg.ha<sup>-1</sup>



Fonte: Produção do autor.

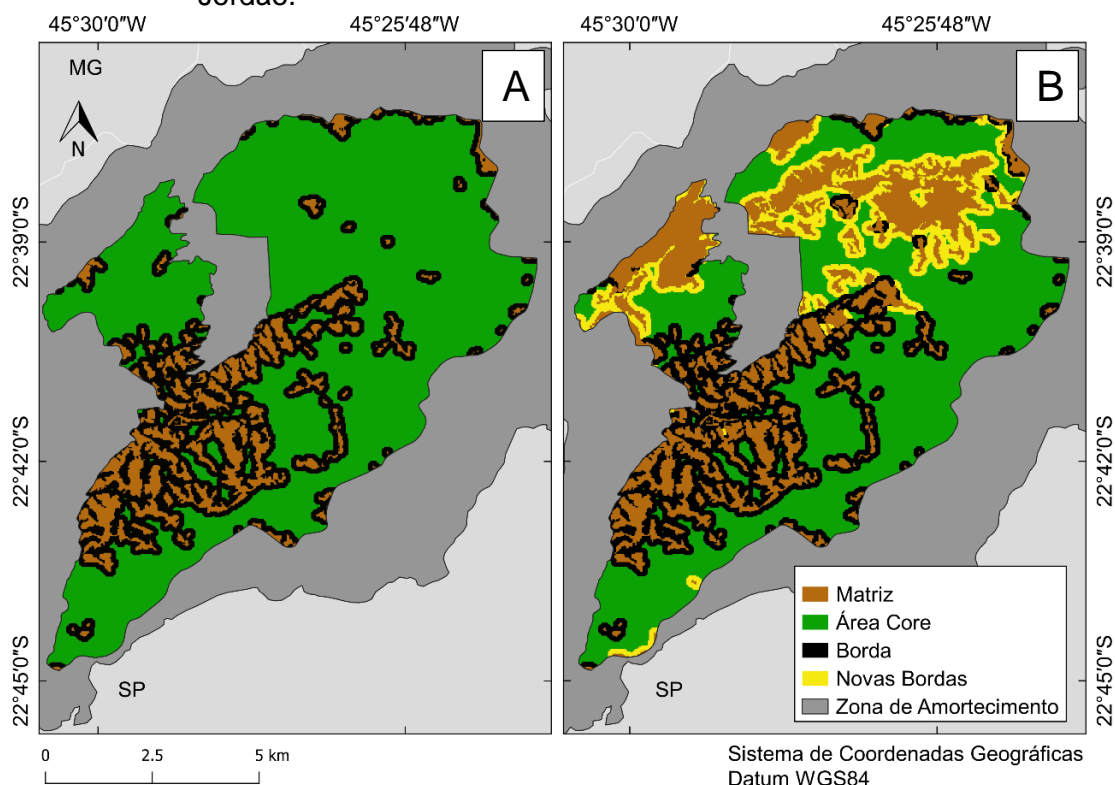
O teste de Wilcoxon pareado evidenciou mudanças significativas entre os valores médios do presente para o futuro a um nível de significância de 0.05 ( $p$ -valor <  $2,2e^{-16}$ ). Assim, estimou-se a biomassa potencial total do PECJ, usando o limite do PECJ como máscara, em cerca de 1,5 Tg (teragrama) para o presente com BAS potencial média de  $188 \pm 0,05$  Mg.ha<sup>-1</sup>, e 1,6 Tg para o final do século com BAS potencial média de  $195 \pm 2,32$  Mg.ha<sup>-1</sup>. Em ambos os casos, a incerteza associada a estimativa não superou 8%.

## 5.5 Análise de sensibilidade da paisagem no PECJ

A área total coberta por floresta em regeneração e reflorestamento com espécies exóticas e exóticas invasoras corresponde a, aproximadamente, 88% da área do PECJ, dos quais 75,3% (55 km<sup>2</sup>) foram classificados como área core e 24,7%

(18,1 km<sup>2</sup>) como borda (Figura 5.14a). A análise de sensibilidade da paisagem, simulando a remoção das áreas com espécies exóticas e exóticas invasoras do parque sem a recomposição florestal, demonstrou o surgimento abrupto de 9,1 km<sup>2</sup> de novas bordas florestais (Figura 5.14b). Contudo, o manejo adequado dessas áreas pode contribuir com a recomposição de 10,8 km<sup>2</sup> de floresta que, por sua vez, tem potencial para alocar cerca de 0,1 Tg de carbono, com base na estimativa de biomassa potencial do presente deste estudo.

Figura 5.14 – Análise de sensibilidade da paisagem do Parque Estadual de Campos do Jordão.

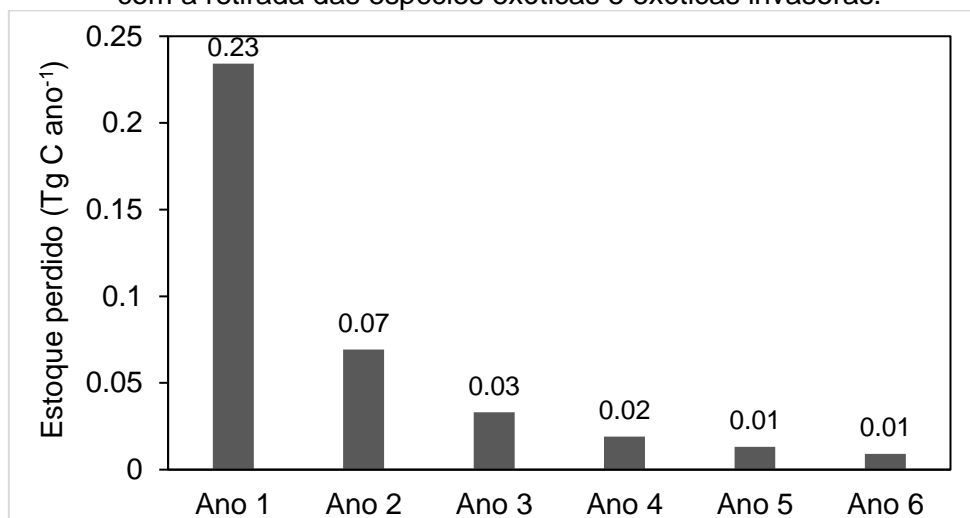


A, cenário sem a retirada das espécies exóticas e exóticas invasoras; B, cenário com a retirada das espécies exóticas e exóticas invasoras e formação de novas bordas florestais.

Fonte: Produção do autor.

A simulação da perda do estoque de carbono pelo efeito de borda apontou que, ao longo de seis anos após a remoção das áreas reflorestadas, o PECJ pode perder até 0,38 Tg de carbono. Os maiores valores de estoques de carbono perdidos concentram-se no primeiro ano da simulação, o qual corresponde ao montante de 0,23 Tg C ano<sup>-1</sup>, com média de 17,8 ± 2,1 Mg.ha<sup>-1</sup>. A partir do quinto ano, a taxa de perda anual não é superior a 0,01 Tg C ano<sup>-1</sup> (Figura 5.15).

Figura 5.15 – Estoque de carbono perdido em bordas recém formadas no PECJ por ano com a retirada das espécies exóticas e exóticas invasoras.



Fonte: Produção do autor.

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 Performance do modelo e distribuição da biomassa máxima acima do solo para o bioma

Os resultados obtidos sobre a performance dos modelos (AUC) mostraram-se satisfatórios para todas as classes investigadas nesta pesquisa, sendo superiores a 0,8 e com baixo desvio padrão (inferior a 0,02). Isto indica que o algoritmo de máxima entropia (MaxEnt) pode ser aplicado para predição da densidade de biomassa potencial acima do solo.

Apesar do algoritmo ser amplamente utilizado na modelagem de distribuição de nichos potenciais para espécies vegetais e animais, neste estudo, apresentou-se uma abordagem ainda pouco explorada. Estudos recentes têm mostrado o potencial de aplicação do algoritmo MaxEnt no estudo de outros fenômenos de relevância ecológica. Um exemplo, é a modelagem de ocorrência de focos de incêndios florestais na Amazônia brasileira, servindo como ferramenta de planejamento para prevenção (FONSECA et al., 2017; FONSECA et al., 2019). Ou ainda, estudos com objetivos de investigar mudanças no uso e cobertura da terra (MACLAURIN; LEYK, 2016; AMICI et al., 2017; MACK; WASKE, 2017), e estimar a densidade de biomassa acima do solo para extensas áreas (SAATCHI et al., 2007).

O índice de ajuste AUC está intimamente relacionado com as características espaciais de cada classe modelada. Valores próximos a 1 representam o potencial máximo de ajuste do modelo e pode ser encontrado em classes com características ambientais específicas a um determinado nicho. De forma contrária, o valor de AUC é mais baixo ao passo que as classes se tornam cada vez mais espacialmente heterogêneas quanto às suas características ambientais (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; ELITH et al., 2011). De fato, os maiores valores de AUC encontrados neste estudo, correspondem as classes de maior BAS (superior a 250 Mg.ha<sup>-1</sup>). Isto pode ser explicado pela alta concentração dessas classes sobre os grandes fragmentos (maior que 50 ha) de Floresta Ombrófila Densa na região nordeste do país, principalmente para a classe de BAS superior a 300 Mg.ha<sup>-1</sup>, as

quais detêm características climáticas e topográficas mais homogêneas em relação às outras classes de BAS amostradas.

De maneira oposta, os menores valores do índice AUC (inferior a 0,8) correspondem as classes com características climáticas e topográficas mais heterogêneas (BAS entre 175 a 225 Mg.ha<sup>-1</sup>). Por não possuírem distribuição bem definida ao longo da área de estudo e equivalerem às classes de maior ocorrência, apresentam semelhanças climáticas e topográficas com outras classes estudadas. Entretanto, é preciso salientar que, apesar de possuir o menor valor de AUC, a estimativa da classe em questão é satisfatoriamente melhor que ao acaso (ELITH et al., 2011).

Uma possível explicação para a alta frequência de valores de BAS entre 175 e 225 Mg.ha<sup>-1</sup> advém do intenso processo de fragmentação do bioma. Segundo Ribeiro et al. (2009), mais de 80% dos remanescentes florestais da Mata Atlântica eram menores que 50 ha em 2009. Isto reflete diretamente na densidade de BAS presente nos fragmentos, visto que, pequenos fragmentos possuem menor densidade de biomassa acima do solo por possuírem menor área interior bem preservada (MAGNAGO et al., 2017). Além disso, é estimado que cerca de 40% dos remanescentes de floresta correspondam a florestas secundárias em diversos níveis de regeneração (RIBEIRO et al., 2009), o que corrobora com a ideia de fragmentos com menor densidade de BAS. Portanto, o desempenho dos modelos pode ser sensível ao grau de fragmentação da paisagem dos pontos amostrados.

Com relação a área de ocorrência ocupada por cada classe de BAS no presente e futuro, os resultados encontrados nesta pesquisa reafirmam os resultados de Colombo e Joly (2010). Os autores encontraram alteração no padrão de distribuição espacial de 38 espécies florestais da Mata Atlântica resultante de dois cenários de mudanças climática. Em 79% das projeções estudadas por Colombo e Joly (2010), houve redução da área de ocorrência das espécies em até 30%, bem como foi observada uma tendência de deslocamento das áreas para as regiões ao sul do Brasil. O mesmo padrão de redução e deslocamento foi encontrado na presente pesquisa para as classes de biomassa, nas quais 8 das 9 classes estudadas sofreram redução de suas respectivas áreas. Outros



estudos levando em consideração o nicho fundamental das florestas de araucárias, identificaram redução de sua área de ocorrência, inclusive no Sul do país (WREGE et al., 2016; WREGE et al., 2017).

Apesar de não se tratar do mesmo fenômeno, a densidade de BAS e a distribuição de espécies vegetais estão diretamente relacionadas. Estudos de distribuição de espécies são fundamentais para o entendimento dos efeitos das mudanças climáticas sobre biomassa florestal e conseqüentemente, os estoques de carbono.

## **6.2 Estimativa de biomassa máxima acima do solo e o efeito das mudanças climáticas na Mata Atlântica**

Os resultados apresentados nesta pesquisa sugerem que a BAS encontrada em florestas tropicais altamente fragmentadas, como é o caso da Mata Atlântica, podem variar de acordo com as condições climáticas e topográficas. Em média, a variação dos valores de BAS máxima estimada nesta pesquisa ( $112,5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  e  $295,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), está em consonância com outros trabalhos realizados para a Mata Atlântica. Delliti e Burger (1998) concluíram que as florestas com baixo grau de perturbação antrópica na Mata Atlântica possuem, no máximo,  $350 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de BAS; enquanto que em média, a maioria dos fragmentos contém menos de  $200 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . De fato, a média estimada para o bioma foi de  $192,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  o que corrobora com os resultados apresentados pelos autores.

Em termos regionais, as estimativas realizadas por outros estudos demonstraram variação quando comparado à presente pesquisa. Para a região Sul, Rosenfield e Souza (2014) estimaram BAS média superior em 45% aos resultados aqui apresentados. Para as demais regiões (Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste), as estimativas médias são equivalentes a outros estudos, variando entre  $166$  a  $334 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (ROLIM et al., 2004; ALVES et al., 2010; MEDEIROS  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ; AIDAR, 2011; PAULA; COSTA; TABARELLI, 2011; LINDNER; SATTLE, 2012; MARCHIORI et al., 2016). De maneira isolada, estudos como o de Paula; Costa e Tabarelli (2011), e Lindner e Sattler (2012) estimaram

valores de BAS em fragmentos no Nordeste e Sudeste, respectivamente, superiores aos encontrados nesta pesquisa ( $> 300 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ).

Estudos que estimam a biomassa florestal são de fundamental importância para a quantificação dos estoques de carbono em florestas tropicais. Comparado a Amazônia brasileira, a estimativa do estoque de carbono da Mata Atlântica é consideravelmente menor. Atualmente, os remanescentes florestais na Mata Atlântica estocam menos de 3% (1.600 Tg C) do valor das estimativas para a região Amazônica, considerando estoque entre 70.000 e 120.000 Tg C (MALHI et al., 2006; SAATCHI et al., 2007; MALHI, 2010; OMETTO et al., 2014). Contudo, os resultados apresentados nesta pesquisa sugerem que o bioma possui potencial para estocar 28.400 Tg C, considerando sua cobertura original.

A variação nas estimativas de BAS e estoque de carbono apresentadas podem ser explicadas por dois fatores: a incerteza associada ao cálculo da estimativa, e a incerteza associada ao processo de fragmentação do bioma. Os valores de BAS máxima comparados regionalmente com outros trabalhos, pode ser resultado da degradação das informações ocasionadas pela resolução espacial de  $1\text{km}^2$  adotada neste estudo. No caso da Mata Atlântica, estas estimativas ainda são escassas para a escala do bioma, restringindo-se a poucos estudos de nível global (SAATCHI et al., 2011; BACCINI et al., 2012; TYUKAVINA et al., 2015; AVITABILE et al., 2016). A maioria dos estudos realizados na Mata Atlântica ocorrem em fragmentos (nível de mancha) com diferentes estágios de perturbação que estimam a BAS e sua resposta ao longo do tempo, e usam diferentes abordagens metodológicas (ROLIM et al., 2004; ALVES et al., 2010; LINDNER; SATTTLER, 2012).

A discrepância entre os valores de estoques de carbono para a Mata Atlântica comparado ao estimado para a Amazônia, ocorre em resposta ao alto grau de influência antrópica em que o bioma se encontra. Em paisagens altamente fragmentadas, a mudança de uso do solo em matrizes agroprodutivas ou urbanas exerce pressão negativa nos remanescentes florestais, restringindo-os a habitats reduzidos e com grande efeito de borda (RIBEIRO et al., 2009). Por sua vez, áreas sob o efeito de borda possuem capacidade de estoque carbono

em cerca de um terço da capacidade de áreas interiores (LAURANCE et al., 1997). Isto ocorre pois, em decorrência da redução das áreas interiores, há diminuição da abundância de árvores de grande porte, bem como proliferação de espécies pioneiras com baixa densidade de madeira, o que reduz consideravelmente o valor de carbono estocado nos fragmentos florestais (LAURANCE et al., 2006; PAULA; COSTA; TABARELLI, 2011).

Além do efeito de borda, as alterações físicas e bióticas em paisagens altamente fragmentadas podem afetar a resiliência dos ecossistemas, impossibilitando sua recuperação às perturbações antrópicas (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Este efeito pode ser agravado com a mudança das condições climáticas ao longo do tempo. Em resposta aos efeitos adversos das mudanças nas características climáticas, podem ocorrer alterações como disponibilidade hídrica, de nutrientes no solo e luminosidade, refletindo diretamente na fisiologia e dinâmica de crescimento vegetal, bem como mudanças na distribuição das espécies e aumento da taxa de mortalidade (IVERSON; PRASAD, 2001; VIEILLEDENT et al., 2016). Em função destes fatores, as mudanças climáticas podem ter relevância no impacto sobre os estoques de carbono florestais em paisagens intensamente modificadas, principalmente em escala regional.

No caso da Mata atlântica, os resultados de BAS máxima potencial projetadas para o final deste século (2071 a 2100) indicam, no entanto, que a mudança climática pode não ser a principal causa da perda de carbono na Mata Atlântica. A principal causa pode ser atribuída ao elevado nível de degradação que, por sua vez, aumenta a vulnerabilidade a qualquer condição climática adversa (BELLARD et al., 2014; LAPOLA et al., 2019).

De fato, apesar de haver diferenças significativas no balanço de biomassa entre as regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste na Mata Atlântica, os resultados apontam que as mudanças climáticas podem agir positivamente para saldo de BAS de modo geral. Este resultado pode ser explicado pelo fato de o bioma estar inserido em uma região de baixa a moderada vulnerabilidade para as mudanças climáticas, se comparado com outros biomas brasileiros (BELLARD et al., 2014; TORRES; MARENGO, 2014). Segundo Torres e

Marengo (2014), estas principais mudanças ocorrem em função do aumento na variação da temperatura e precipitação interanual.

Em uma abordagem multiescala, a mudança na temperatura e no regime pluviométrico podem causar impactos positivos ou negativos a nível regional. O estresse hídrico causa redução na produção de biomassa em espécies de crescimento rápido, enquanto que regiões de maior precipitação e menor déficit hídrico propiciam condições de maior produtividade (STAPE et al., 2004; CHARLES et al., 2010; CHARLES et al., 2012; BIANCHI et al., 2016). Assim, o aumento dos valores estimados de biomassa na região Sul pode estar diretamente associado com o aumento da temperatura média sazonal e precipitação sazonal e anual para essa região (Figura 5.1). Entretanto, algumas formações florestais como as florestas com Araucárias podem apresentar maior vulnerabilidade às condições climáticas mais quentes, podendo ter seu domínio restrito às áreas cada vez mais elevadas e extremo sul do país (WREGE et al., 2016; WREGE et al., 2017).

Na região nordeste, o aumento temperatura somado ao déficit hídrico pode ocasionar a redução do processo fotossintético nas plantas, implicando em um possível decréscimo nos valores de biomassa em função da morte de espécies menos adaptadas às condições extremas (BIANCHI et al., 2016). Além disso, o déficit hídrico pode interferir significativamente na perda de estoque de carbono. Estudos como o de Rolim et al (2004) demonstram que a interferência climática ocasionada por longos períodos de seca entre 1986/1989 e em 1998 causou um declínio de 17,1% da biomassa em fragmentos no Espírito Santo.

Outro aspecto a ser destacado é o possível aumento da vulnerabilidade dos fragmentos aos eventos relacionados ao fogo, pois tais mudanças climáticas podem gerar condições propícias para a ocorrência e propagação de queimadas, colocando em risco a integridade dos estoques de carbono. O aumento da ocorrência de eventos de fogo resultaria na diminuição dos estoques de biomassa causando uma série de impactos negativos para o crescimento e regeneração de áreas florestais, como alteração do ciclo de nutrientes no solo,

vulnerabilidade à erosão, transporte de partículas e volatilização de nutrientes (CARVALHO et al., 2010).

Ademais, segundo Nogueira et al. (2008), a limitação de água reduz a eficiência de conversão de energia solar em biomassa ou reduz a quantidade de luz interceptada pela copa, em virtude da redução de área foliar, resultando em menor produtividade fotossintética. Isso pode explicar a tendência de perda de biomassa na região limítrofe entre Sudeste e Nordeste.

Deve-se destacar que para este estudo não foi levado em consideração a distribuição do nicho ecológico das espécies perante o cenário de mudança climática proposta. Assim, o decremento ou incremento de biomassa encontrado não devem ser interpretados como resultado da dinâmica das fitofisionomias da Mata Atlântica (expansão ou contração) e sim, apenas como condições favoráveis para ocorrência de classes com maior valor de BAS. Um exemplo disso ocorre sobre o domínio da Floresta Ombrófila Mista, em que há condições para o incremento de até 85% de BAS máxima. No entanto, estas mudanças não se referem especificamente a fitofisionomia em questão. As condições climáticas podem favorecer ao avanço de espécies exóticas sobre a Floresta Ombrófila Mista por melhor adaptabilidade aquelas condições; e desaparecimento de espécies como a *A. angustifolia*, uma das espécies bandeiras do ecossistema. A ameaça imposta pelas mudanças climáticas seria a gradativa substituição dessa fitofisionomia pela Floresta Ombrófila Densa que a circunda, salvo que as alterações do regime hídrico decorrentes de mudanças climáticas limitam também a manutenção dessas formações da Mata Atlântica (CASTRO, 2015; WREGGE et al., 2016). Portanto, são necessários outros estudos visando o entendimento da dinâmica de distribuição das fitofisionomias diante de cenários de mudanças climáticas, como ferramenta de planejamento dos estoques de carbono existentes.

### **6.3 Estimativa de biomassa máxima acima do solo e o efeito das mudanças climáticas no PECJ**

A partir do cenário de emissão de carbono RCP 4.5, as estimativas de BAS para o final do século (2071-2100) apontam que as condições climáticas são

favoráveis ao incremento de BAS máxima no PECJ. Isso ocorre em função do aumento em cerca de 3 °C na temperatura média (do trimestre mais frio e do trimestre mais úmido) e manutenção dos índices pluviométricos estimados para região sudeste até 2100 (Figura 5.1).

O aumento da temperatura somado a disponibilidade hídrica pode afetar diretamente os fatores da dinâmica e composição das florestas, como crescimento, estabelecimento, competição e mortalidade de espécies. Temperaturas mais quentes são responsáveis por aumentar a taxa em que processos químicos e biológicos acontecem (SAXE et al., 2001). Um exemplo disso é a temperatura como um dos fatores condicionantes na taxa de decomposição da matéria orgânica no solo, pois o aumento na temperatura pode resultar em taxas de decomposição mais aceleradas, refletindo diretamente na rapidez com que os nutrientes e minerais se tornam disponíveis no solo (MOORE et al., 1999; BOISVENUE; RUNNING, 2006). Visto que para o cenário RCP 4.5, a água não é um fator limitante na região Sudeste (a precipitação se manterá constante até o final do século), o aumento da temperatura pode acarretar em um aumento da atividade metabólica e concentração de clorofila nas espécies arbóreas que, por sua vez, reflete em um impacto positivo na assimilação de carbono e produtividade de biomassa florestal (SAXE et al., 2001; BOISVENUE; RUNNING, 2006).

As classes de BAS encontradas no PECJ correspondem às classes de maior frequência da Mata Atlântica, de 175 Mg.ha<sup>-1</sup> a 225 Mg.ha<sup>-1</sup> (Figura 5.2). Assim como estas áreas, o valor de BAS presente no PECJ pode ter sido resultado de um intenso processo de fragmentação no passado, visto que em quase sua totalidade, o parque está sob algum estágio de regeneração. Estas classes tendem a responder positivamente ao aumento das variáveis de temperatura, bem como apresentam uma relação positiva com o gradiente altitudinal no PECJ. Apesar da altitude ter baixa contribuição nos modelos de BAS encontrados no PECJ, esta pode ser condicionante das temperaturas médias aferidas na região. Como a maioria das áreas protegidas na Mata Atlântica, o PECJ está localizado em altitudes superiores a 1000 metros (BATARELLI et al., 2010). Esta

característica o condiciona a temperaturas mais amenas ao longo do ano e maiores índices pluviométricos. Por isso, o aumento na temperatura pode impor uma limitação para manutenção e estabelecimento de novos indivíduos de espécies presentes no PECJ, como a *A. angustifolia* (discutido anteriormente na seção 6 dessa dissertação).

Além da altitude, outra característica compartilhada das unidades de conservação na Mata Atlântica é a presença de reflorestamento com espécies exóticas, em muitos casos espécies exóticas invasoras (SAMPAIO; SCHMIDT, 2014). Esta prática tornou-se mais popular, principalmente no estado de São Paulo, com a necessidade de reflorestamento no bioma combinada com o interesse econômico para exploração madeireira. A presença de espécies exóticas invasoras pode representar uma ameaça à integridade de algumas espécies da biota local (BECHARA et al., 2013; BURGUENO et al., 2013; SAMPAIO; SCHMIDT, 2014). Dentre as principais influências estão a alteração química e biológica do solo, mudança na estrutura e composição florestal, competição e dominância em relação às espécies nativas (RICHARDSON; WILLIAMS; HOBBS, 1994; RICHARDSON, 1998). Adicionalmente, espécies exóticas invasoras possuem maior tolerância as mudanças das condições climáticas (THUILLER; RICHARDSON; MIDGLEY, 2007; VILA et al., 2007), que por sua vez, age como facilitador para o avanço das espécies exóticas invasoras sobre outras espécies mais especialistas. Por este motivo, é necessário a implementação de ações de manejo visando preservar a biodiversidade.

Entretanto, ações de manejo que visam a preservação da biodiversidade e riqueza de espécies nem sempre estão em consonância com a manutenção dos estoques de carbono. Muitas vezes é necessário ponderar os impactos envolvidos com as ações de manejo, isto é, o impacto pela perda de parte do estoque de carbono, ou o impacto ecológico causado pela manutenção das espécies exóticas.

Os resultados apresentados nesta pesquisa evidenciam que a retirada total, de forma abrupta, das áreas com espécies exóticas invasoras pode causar um balanço negativo no estoque de carbono do parque. A criação de novas bordas acarretaria

o aumento da exposição a radiação e maiores temperaturas, afetando o microclima local, além de maior exposição a fatores exógenos como ação de ventos e invasão por outras espécies especialistas de borda. Estes fatores contribuem para a perda de biodiversidade do PECJ. Uma solução pode ser a retirada gradual destas áreas com o objetivo de minimizar o impacto sobre as espécies existentes e recuperação com espécies nativas da região. Apesar dos aspectos negativos da retirada das EEI, vale ressaltar a importância da recuperação da biota local, uma vez que um dos objetivos da criação do PECJ foi a preservação e manutenção da diversidade da biota local.

#### **6.4 Incertezas e limitações**

O mapa de BAS estimada é altamente dependente do conjunto de dados utilizados como referência neste estudo. Por este motivo, é necessário cautela na interpretação dos resultados aqui apresentados. Cabe mencionar ainda que, somado às incertezas agregadas ao banco de dados utilizados, existem aqueles erros relacionados ao método de modelagem, propagados pelo erro médio quadrático. Além disso, não foram usados dados coletados em campo para validação cruzada da estimativa de BAS aqui apresentada. O cruzamento de estimativas provenientes de produtos de sensores remotos e modelagem com dados de campo é essencial para o estabelecimento e validação de incertezas advindas das diferenças de escalas de aquisição e ambiguidade de classificação dessas áreas.

As principais incertezas encontradas em estudos que visam estimar estoques de carbono em florestas tropicais em nível regional ou global correspondem a escassez de dados de campo. Geralmente, a ausência de amostras que representam a variabilidade espacial da BAS torna necessário o uso de produtos provenientes do sensoriamento remoto (DUNCANSON et al., 2019). Apesar desses produtos contemplarem extensas áreas, muitas vezes, não estimam os parâmetros estruturais da vegetação de forma direta. (MITCHARD et al., 2014; MITCHARD, 2018). Portanto, a integração do conjunto de dados mensurados por sensoriamento remoto se faz por meio de equações alométricas que



generalizam a variabilidade do fenômeno estudado (GONÇALVES et al., 2017). Segundo alguns autores, os erros relacionados a estimativas de biomassa utilizando dados de sensoriamento remoto podem corresponder até 80% da estimativa a nível local (CHAVE et al., 2004; CHEN; VAGLIO LAURIN; VALENTINI, 2015).

Assim, as principais incertezas atreladas ao mapa de biomassa usado neste estudo como referência são relacionadas ao cálculo da estimativa de BAS proposto por Baccini et al. (2012). Apesar da validação dos dados propostos pelo autor conter medidas de campo, os dados também apresentam incertezas advindas da aplicação de equações alométricas, modelos baseados em dados LiDAR e ao algoritmo RANDOM FOREST utilizado como técnica de extrapolação. De modo geral, o autor expõe que para as florestas tropicais do continente americano o desvio padrão do erro é de 6,6%.

As demais fontes de incerteza que devem ser consideradas no presente trabalho estão relacionadas ao método empregado de amostragem, cálculo e extrapolação dos valores estimados de densidade de BAS. Deve-se lembrar que, neste estudo adotou-se como critério de amostragem o valor de BAS máxima encontrada por unidade de área. Por este motivo, o valor utilizado pode não captar a real variabilidade espacial da BAS, e sim, apenas a potencial, introduzindo incertezas no modelo final.

Por fim, o cálculo da estimativa a partir do produto de modelos probabilísticos utilizados para extrapolação, como é o caso do MaxEnt, pode conter limitações, pois o algoritmo utiliza-se apenas de dados de presença. Com isto, o MaxEnt pode subestimar a probabilidade de ocorrência em áreas observadas como presença, enquanto pode superestimar em áreas além da extensão de ocorrência conhecida do fenômeno, neste caso, as classes de BAS (FITZPATRICK; GOTELLI; ELLISON, 2013). Especificamente para este estudo, é esperado que a estimativa de biomassa proposta seja superestimada em relação a outros trabalhos a nível global. Isto decorre, principalmente, por ser utilizado o valor de BAS máximo encontrado em uma determinada região (1 km<sup>2</sup>). É necessário considerar ainda que, apesar da unidade de área conter pelo

menos 90% de cobertura florestal, este índice não corresponde a cobertura florestal contínua. Assim, a BAS máxima pode não corresponder a realidade de todos os fragmentos encontrados naquela unidade de estudo (célula).

## 7 CONCLUSÃO

Em um contexto geral, os resultados obtidos neste trabalho sugerem que a modelagem da distribuição espacial da biomassa acima do solo para a Mata Atlântica pode ser realizada, satisfatoriamente, por meio do uso do método de máxima entropia. Apesar das limitações e ausência de validação com dados de campo, os modelos de máxima entropia podem ser utilizados na predição e projeção das classes de densidade de biomassa acima do solo para cenários climáticos futuros.

Na presente dissertação foi evidenciado que a densidade de BAS na Mata Atlântica varia espacial e temporalmente de acordo com as características climáticas e topográficas. Observou-se ainda que, de modo geral, um cenário climático com a presença de políticas de redução e mitigação das emissões de GEEs (RCP 4.5) pode exercer um efeito positivo ao incremento de biomassa e possível aumento dos estoques de carbono existentes no bioma. Entretanto, a nível regional, a consolidação de condições climáticas com temperaturas médias mais altas e menores índices de precipitação pode levar a perda dos estoques nas regiões sudeste e nordeste do país.

Sob uma ótica local, o manejo inadequado de espécies exóticas e exóticas invasoras em Unidades de Conservação, como é o caso do PECJ, pode levar a uma maior perda do estoque de carbono mais pelo efeito de borda do que a mudança climática. Concluiu-se que, a perda do estoque de carbono nas bordas formadas em função da retirada abrupta das espécies exóticas e exóticas invasoras ocorre, majoritariamente, nos primeiros anos, tornando-se estável após o quinto ano. Nesse contexto, é necessário a realização de trabalhos futuros para o estabelecimento de metodologias de manejo dessas espécies a fim de minimizar o impacto sobre os estoques de C existentes. Ademais, são necessários estudos que tragam informações a respeito da estrutura da floresta, indicando com maior grau de certeza os efeitos de borda em Unidades de Conservação da Mata Atlântica.

Por fim, visando melhorar as estimativas e diminuir as incertezas na distribuição espacial da BAS na Mata Atlântica, recomenda-se a realização de outros estudos

com a utilização de dados coletados em campo. Apesar disso, destaca-se a importância de trabalhos como este para implementação e correção de políticas públicas voltadas para recuperação de áreas de floresta nativa e, conseqüentemente, estoques de carbono. O entendimento da dinâmica do clima sobre a os estoques de carbono na Mata Atlântica se faz fundamental para o subsídio e cumprimento de acordos internacionais firmados pelo Brasil de redução de emissões de CO<sub>2</sub> para manutenção e recuperação dos estoques de carbono existentes.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, D.; ROCHA, J.; NETO, C.; ARSÊNIO, P. Landscape metrics applied to formerly reclaimed saltmarshes: a tool to evaluate ecosystem services? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 181, p. 100–113, 2016.
- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 5, p. 679–691, 2010.
- AMICI, V.; MARCANTONIO, M.; LA PORTA, N.; ROCCHINI, D. A multi-temporal approach in MaxEnt modelling: a new frontier for land use/land cover change detection. **Ecological Informatics**, v. 40, p. 40–49, 2017.
- ANJOS, L.J.S.; TOLEDO, P.M. Measuring resilience and assessing vulnerability of terrestrial ecosystems to climate change in South America. **Plos One**, v. 13, n. 3, e0194654, 2018.
- ARAGÃO, L.E.O.C.; MALHI, A.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L. O.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p.1779-1785, 2008.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; POUTER, B.; BARLOW, J. B.; ANDERSON, L. O.; MALHI, A.; SAATCHI, S.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, v. 89, n. 4, p.913-931, 2014.
- AVITABILE, V.; HEROLD, M.; HEUVELINK, G. B. M.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; ASNER, G. P.; ARMSTON, J.; ASHTON, P. S.; BANIN, L.; BAYOL, N.; BERRY, N. J.; BOECKX, P.; DE JONG, B. H. J.; DEVRIES, B.; GIRARDIN, C. A. J.; KEARSLEY, E.; LINDSELL, J. A.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; LUCAS, R.; MALHI, Y.; MOREL, A.; MITCHARD, E. T. A.; NAGY, L.; QIE, L.; QUINONES, M. J.; RYAN, C. M.; FERRY, S. J. W.; SUNDERLAND, T.; LAURIN, G. V.; GATTI, R. C.; VALENTINI, R.; VERBEECK, H.; WIJAYA, A.; WILLCOCK, S. An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1406–1420, 2016.
- BACCINI, A.; GOETZ, S. J.; WATER, W. S.; LAPORTE, N. T.; SUN, M.; SULLA-MENASHE, D.; HACKER, J.; BECK, P. S.; DUBAYAH, R.; FRIEDL, M. A.; SAMANTA, S.; HOUGHTON, R. A. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182-185, 2012.

BACCINI, A.; WALKER, W.; CARBALHO, L.; FARINA, M.; SULLA-MENASHE, D.; HOUGHTON, R. A. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p.230-234, 2017.

BARREIRO, S.; SCHELHAAS, M. J.; KÄNDLER, G.; ANTÓN-FERNÁNDEZ, C.; COLIN, A.; BONTEMPS, J. D.; ALBERDI, I.; CONDÉS, S.; DUMITRU, M.; FERZLIEV, A.; FISCHER, C.; GASPARINI, P.; GSCHWANTNER, T.; KINDERMANN, G.; KJARTANSSON, B.; KOVÁČSEVICS, P.; KUCERA, M.; LUNDSTRÖM, A.; MARIN, G.; MOZGERIS, G.; NORD-LARSEN, T.; PACKALEN, T.; REDMOND, J.; SACCHELLI, S.; SIMS, A.; SNORRASON, A.; STOYANOV, N.; THÜRIG, E.; WIKBERG, P. E. Overview of methods and tools for evaluating future woody biomass availability in European countries. **Annals of Forest Science**, v. 73, n. 4, p. 823–837, 2016.

BECHARA, F. C.; REIS, A.; BOURSCHEID, K.; VIEIRA, N. K.; TRENTIN, B. E. Reproductive biology and early establishment of *pinus elliottii* var. *elliottii* in brazilian sandy coastal plain vegetation: Implications for biological invasion. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 2, p. 88–92, 2013.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, n. 4, p.365-377, 2012.

BELLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; BAKKENES, M.; VELOZ, S.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 1376–1386, 2014.

BERENQUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; CAMARGO, P. B. DE; CERRI, C. E.; DURIGAN, M.; JUNIOR, R. C. D. O.; GUIMARÃES, I. C.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713–3726, 2014

BERG, M. P.; KIERS, E. T.; DRIESSEN, G.; HEIJDEN, M. V. D.; KOOL, B. W., KUENEN, F.; LIEFTING, M.; VERHOEF, H. A.; ELLERS, J. Adapt or disperse: understanding species persistence in a changing world. **Global Change Biology**, v. 16, n. 2, p.587-598, 2010.

BIANCHI, L.; GERMINO, G. H.; SILVA, M. A. Adaptação das plantas ao déficit hídrico. **Acta Iguazu**, Cascavel, v.5, n.4, p. 15-32, 2016.

BLUM, C.T., RODERJAN, C.V. & GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, v. 41, n.3, p. 589-598, 2011a.

BLUM, C.T., RODERJAN, C.V. & GALVÃO, F. Floristic composition and altitudinal distribution of vascular epiphytes in the Ombrophilous Dense Forest of the Prata Mountain Range, Morretes, Paraná State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p 141 – 159, 2011b.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Área da Mata Atlântica é habitada por 70% da população brasileira**. 2013. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/9818-%C3%A1rea-da-mata-atl%C3%A2ntica-%C3%A9-habitada-por-70-da-popula%C3%A7%C3%A3o-brasileira>>. Acesso em: 17 fev. 2019.

BURGUENO, L. E. T.; QUADRO, M. S.; BARCELOS, A. A.; SALDO, P. A.; WEBER, F. S.; KOLLAND JUNIOR, M.; DE SOUZA, L. H. Impactos ambientais de plantios de *Pinus* sp. em zonas úmidas: o caso do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 192–206, 2013.

CAIRNS, M. A.; BROWN, S.; HELMER, E. H.; BAUMGARDNER, G. A. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, v. 111, n. 1, p.1-11, 1997.

CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Brasília: MMA/SBF, 2010. 96 p.

CARVALHO, J. L.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, n.2, p.277-290, 2010.

CASTRO, M. B. **Vulnerabilidade climática da *Araucaria angustifolia* na Mata Atlântica**. 2015. 67 p. Dissertação (Mestre em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, 2015. Disponível em: <<http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/10688>>.

CHARLES, G. F. B.; DANTAS, V. A.; SILVA, V. P. R.; COSTA, A. C. L. Dinâmica do crescimento da biomassa aérea para floresta tropical. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 16, 2010. **Anais...** 2010.

CHARLES, G. F. B.; SILVA, V. P. R.; COSTA, A. C. L.; DANTAS, V. A. Impactos da redução da pluviometria na biomassa aérea da Floresta Amazônica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, v.16, n.1, p.72–79, 2012.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R. Error propagation and sealing for tropical forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 409–420, 2004

CHEN, Q.; VAGLIO LAURIN, G.; VALENTINI, R. Uncertainty of remotely sensed aboveground biomass over an African tropical forest: propagating errors from trees to plots to pixels. **Remote Sensing of Environment**, v. 160, p. 134–143, 2015.

COLLINS, M.; KNUTTI, R. ; ARBLASTER, J.; DUFRESNE, J.-L.; FICHEFET, T.; FRIEDLINGSTEIN, P.; GAO, X.; GUTOWSKI, W.J.; JOHNS, T.; KRINNER, G.; SHONGWE, M.; TEBALDI, C.; WEAVER, A.J.; WEHNE, M. Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. In: INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2013: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

COLLINS, C. D.; BANKS-LEITE, C.; BRUDVIG, L. A.; FOSTER, B. L.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; ANDRADE, A.; AUSTIN, M.; CAMARGO, J. L.; DRISCOLL, D. A.; HOLT, R. D.; LAURANCE, W. F.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L. Fragmentation affects plant community composition over time. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 119–130, 2017.

COSTA, R. L.; PREVEDELLO, J. A.; SOUZA, B. G.; CABRAL, D. C. Forest transitions in tropical landscapes: a test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Applied Geography**, v. 82, p.93-100, 2017.

DEERER, N. J.; GUILLERA-ARROITA, G.; BAKING, E. L.; BEERNARD, H.; PFEITFER, G. R.; WEARN, O. R.; DAVIES, Z. G.; STRUEBIG, M. J. High carbon stock forests provide co-benefits for tropical biodiversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 2, p.997-1008, 2017.

DELITTI, W.B.C.; BURGER, D.M. Atlantic forests biomass estimates, Brazil. In: THE EARTH'S CHANGING LAND GCTE-LUCC, OPEN SCIENCE CONFERENCE ON GLOBAL CHANGE, 1998, Barcelona. **Proceedings...** 1998. p. 341.

DONAT, M. G.; LOWRY, A. L.; ALEXANDER, L. V.; O'GORMAN, P. A.; MAHER, N. More extreme precipitation in the world's dry and wet regions. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 5, p.508-513, 2016.

DUNCANSON, L.; ARMSTON, J.; DISNEY, M.; AVITABILE, V.; BARBIER, N.; CALDERS, K.; CARTER, S.; CHAVE, J.; HEROLD, M.; CROWTHER, T. W.; FALKOWSKI, M.; KELLNER, J. R.; LABRIÈRE, N.; LUCAS, R.; MACBEAN, N.; MCROBERTS, R. E.; MEYER, V.; NASSET, E.; NICKESON, J. E.; PAUL, K. I.; PHILLIPS, O. L.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; ROMÁN, M.; ROXBURGH, S.; SAATCHI, S.; SCHEPASCHENKO, D.; SCIPAL, K.; SIQUEIRA, P. R.; WHITEHURST, A.; WILLIAMS, M. The importance of consistent global forest aboveground biomass product validation. **Surveys in Geophysics**, v. 40, n. 4, p. 979–999, 2019.

ELITH, J.; PHILLIPS, S. J.; HASTIE, T.; DUDÍK, M.; CHEE, Y. E.; YATES, C. J. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 1, p. 43–57, 2011.

FISCHER, E. M.; KNUTTI, R. Anthropogenic contribution to global occurrence of heavy-precipitation and high-temperature extremes. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 6, p.560-564, 2015.



- FITZPATRICK, M. C.; GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. MaxEnt versus MaxLike: empirical comparisons with ant species distributions. **Ecosphere**, v. 4, n. 5, 2013.
- FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 34, n. 1, p.17-34, 1985.
- FONSECA, M. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAI, E.; ANDERSON, L. O. Modelling fire probability in the Brazilian Amazon using the maximum entropy method. **International Journal of Wildland Fire**, v. 25, n. 9, p. 955–969, 2016.
- FONSECA, M. G.; ALVES, L. M.; AGUIAR, A. P. D.; ARAI, E.; ANDERSON, L. O.; ROSAN, T. M.; SHIMABUKURO, Y. E.; DE ARAGÃO, L. E. O. E. C. Effects of climate and land-use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 25, n. 9, p. 2931–2946, 2019.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619 p.
- FORMAN, R.T.T. Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration. In: ZONNEVELD, I.S.; FORMAN, R.T.T. (Ed.). **Changing landscapes: an ecological perspective**. New York: Springer, 1990. p. 261-278.
- FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 652 p.
- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p.207-231, 1998.
- FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Global Carbon Budget 2019. **Earth System Science Data**, v. 11, n. 4, p. 1783-1838, 4 dez. 2019.
- FRITZSONS, E.; WREGE, M.S; MANTOVANI, L.E. A distribuição natural do pinheiro-do-paraná no estado do Rio Grande do Sul, Brasil: a influência de fatores climáticos e geomorfológicos. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, p.117-132, 21 fev. 2018.
- FUJINO, J.; NAIR, R.; KAINUMA, M.; MASUI, T.; MATSUOKA, Y. Multi-gas mitigation analysis on stabilization scenarios using aim global model. **The Energy Journal**, v. 2006, n. 1, p.343-354, 2006.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Parque Estadual de Campos do Jordão: plano de manejo (resumo executivo)**. São Paulo: Governo do Estado, 2015.
- GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **Bioscience**, v. 31, n. 10, p.733-740, 1981.

GONÇALVES, F.; TREUHAFT, R.; LAW, B.; ALMEIDA, A.; WALKER, W.; BACCINI, A.; DOS SANTOS, J. R.; GRAÇA, P. Estimating aboveground biomass in tropical forests: field methods and error analysis for the calibration of remote sensing observations. **Remote Sensing**, v. 9, n. 1, 2017.

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

HOUGHTON, R. A.; HALL, F.; GOETZ, S.J. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. 2, 2009.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**. Brasília: Universidade de Brasília, 1972. 466 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate change 2014**: synthesis report. 2014. Disponível em: [www.ipcc.ch/report/ar5/syr/](http://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/). Acesso em: 10 fev 2019.

IVERSON, L. R.; PRASAD, A. M. Potential changes in tree species richness and forest community types following climate change. **Ecosystems**, v. 4, n. 3, p. 186–199, 2001.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014.

JOOS, F.; SPAHNI, R. Rates of change in natural and anthropogenic radiative forcing over the past 20,000 years. **Proceedings of The National Academy Of Sciences**, v. 105, n. 5, p.1425-1430, 2008.

KAMIUTO, K. A simple global carbon-cycle model. **Energy**, v. 19, n. 8, p.825-829, 1994.

LAPOLA, D. M.; SILVA, J. M. C.; BRAGA, D. R.; CARPIGIANI, L.; OGAWA, F.; TORRES, R. R.; BARBOSA, L. C. F.; OMETTO, J. P. H. B.; JOLY, C. A. A climate-change vulnerability and adaptation assessment for Brazil's protected areas. **Conservation Biology**, p. 1–11, 2019.

LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Biomass collapse in Amazonian Forest fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 1997.

LAURANCE, W. F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p.836-836, 2000.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Forest loss and fragmentation in the Amazon. **Oryx**, v. 34, n. 1, p. 39–45, 2000.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p.605-618, 2002.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNside, P. M.; RIBEIRO, J. E. L.; CAPRETZ, R. L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p.1137, jun. 2009.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, L. C.; FEARNside, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, p. 223–247, 2018.

LEAL, I. R.; WIRTH, R.; MEYER, S. T.; TABARELLI, M. Proliferação de herbívoros em bordas de florestas. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu - MG. **Anais...** Caxambu - MG, 2007. p. 1–2.

LINDNER, A. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest: the role of big trees. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 12, p.1769-1773, 2010.

LINDNER, A.; SATTler, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, v. 43, n. 3, p. 287–301, 2012.

LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 4, p. 778–789, 2013.

MACK, B.; WASKE, B. In-depth comparisons of MaxEnt, biased SVM and one-class SVM for one-class classification of remote sensing data. **Remote Sensing Letters**, v. 8, n. 3, p. 290–299, 2017.

MACLAURIN, G. J.; LEYK, S. Extending the geographic extent of existing land cover data using active machine learning and covariate shift corrective sampling. **International Journal of Remote Sensing**, v. 37, n. 21, p. 5213–5233, 2016.

MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; MEYER, L.; MARTINS, S. V.; AUGUSTO, J.; MEIRA-NETO, A. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p.2305-2318, 2015.

MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C. E. G. R.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; EDWARDS, D. P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 542–552, 2017.

MALHI, Y.; WOOD, D.; BAKER, T. R.; WRIGHT, J.; PHILLIPS, O. L.; COCHRANE, T.; MEIR, P.; CHAVE, J.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; VARGAS, P. N.; PITMAN, N. C. A.; QUESADA, C. A.; SALOMÃO, R.; SILVA, J. N. M.; LEZAMA, A. T.; TERBORGH, J.; MARTÍNEZ, R. V.; VINCETI, B. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 12, n. 7, p. 1107–1138, 2006.

MALHI, Y. The carbon balance of tropical forest regions, 1990-2005. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 4, p. 237–244, 2010. 2010.

MARCHIORI, N. M.; ROCHA, H. R.; TAMASHIRO, J. Y.; AIDAR, M. P. M. Tree community composition and aboveground biomass in a secondary Atlantic Forest, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Cerne**, v. 22, n. 4, p. 501–514, 2016.

MARENGO, J. A. et al. Extreme climatic events in the Amazon basin. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 107, n. 1-2, p.73-85, 2011.

MARTINELLI, G., MORAES, M.A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Conservação da Flora, 2013.

MASTRANDREA, M. D.; TOMASELLA, J.; SOARES, W. R.; ALVES, L. M., NOBRE, C. A. The IPCC AR5 guidance note on consistent treatment of uncertainties: a common approach across the working groups. **Climatic Change**, v. 108, n. 4, p.675-691, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0178-6>.

MASUI, T.; MATSUMOTO, K.; HIJIOKA, Y.; KINOSHITA, T. NOZAWA, T.; ISHIWATARI, S.; KATO, E.; SHUKLA, P. R.; YAMAGATA, Y.; KAINUMA, M. An emission pathway for stabilization at 6 Wm<sup>-2</sup> radiative forcing. **Climatic Change**, v. 109, n. 1-2, p.59-76, 2011.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: Pacific Northwest Research Station, 1995.

MEDEIROS, J. D.; SAVI, M.; BRITO, B. F. A. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, Santa Catarina, v. 18, p. 33–50, 2005.

MEDEIROS, M. C. M. P.; AIDAR, M. P. M. Structural variation and content of aboveground living biomass in an area of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. **Hoehnea**, v. 38, n. 3, p. 413–428, 2011.

MILES, L.; GRAINGER, A.; PHILLIPS, O. The impact of global climate change on tropical forest biodiversity in Amazonia. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, n. 6, p.553-565, nov. 2004.

MITCHARD, E. T. A et al. Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 8, p. 935–946, 2014.

MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, n. 7715, p.527-534, 2018.

MOORE, T. R.; TROFYMOW, J. A.; TAYLOR, B.; PRESCOTT, C.; CAMIRE, C.; SUSHENE, L.; FYLES, J.; KOZAK, L.; KRANABETTER, M.; MORRISON, I.; SILTANEN, M.; SMITH, S.; TITUS, B.; VISSER, S.; WEIN, R.; ZOLTAI, S. Litter decomposition rates in Canadian forests. **Global Change Biology**, v. 5, p. 75–82, 1999.

MOSS, R. H.; EDMONDS, J. A.; HIBBARD, K. A.; MANNING, M. R.; ROSE, S. K.; VUUREN, D. P.; CARTER, T. R.; EMORI, S.; KAINUMA, M.; KRAM, T.; MEEHL, G. A.; MITCHELL, J. F. B.; NAKICENOVIC, N.; RIAHI, K.; SMITH, S. J.; SOUFFER, R. J.; THOMSON, A. M.; WEYNANT, J. P.; WILBANKS, T. J. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v. 463, n. 7282, p.747-756, 2010.

MYERS, N. Threatened biotas. **The Environmentalist**, v. 8, n. 3, p.187-208, 1988

MYERS, N. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. **The Environmentalist**, v. 10, n. 4, p.243-256, 1990.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p.853-858, fev. 2000.

NASSAR, A.; SOARES FILHO, B.; GOUVELLO, C. **Estudo de baixo carbono para o Brasil**: uso da terra, mudanças do uso da terra e florestas. Washington, Dc: World Bank, 2010. 292 p.

NAVARRO-RACINES, C.; TARAPUES, J.; THORNTON, P.; JARVIS, A.; RAMIREZ-VILLEGAS, J. High-resolution and bias-corrected CMIP5 projections for climate change impact assessments. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p.1-14, 2020.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNSIDE, P. M.; NELSON, B.W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v.1, p.1853-1867, 2008.

NOGUEIRA, E. M. et al. Carbon stocks and losses to deforestation in protected areas in Brazilian Amazonia. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p.261-270, 2017.

OLIVEIRA, L. P. et al. Quantificação de biomassa e carbono de fragmento de Mata Atlântica localizada na APA do Pratigi. In: CONEFLO, 4., 2013, Vitória da Conquista (BA). **Anais...** Vitória da Conquista: UESB, 2013. p. 1099-1103.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate1. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p.793-810, 2000..

OMETTO, J. P.; AGUIAR, A. P.; ASSIS, T.; SOLER, L.; VALLE, P.; TEJADA, G.; LAPOLA, D. M.; MEIR, P. Amazon forest biomass density maps: tackling the uncertainty in carbon emission estimates. **Climatic Change**, v. 124, n. 3, p. 545–560, 2014.

ORELLANA, E.; FILHO, A. F.; NETTO, S. P.; VANCLAY, J. K. Predicting the dynamics of a native Araucaria forest using a distance- independent individual tree-growth model. **Forest Ecosystems**, v. 3, n. 1, p. 3–12, 2016.

OSTENDORF, B.; HILBERT, D. W.; HOPKINS, M. S. The effect of climate change on tropical rainforest vegetation pattern. **Ecological Modelling**, v. 145, n. 2-3, p.211-224, nov. 2001.

PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B., SILVA, J.M.C. A fauna brasileira ameaçada de extinção: síntese taxonômica e geográfica. In: MACHADO, A.B.M., DRUMMOND, G.M, PAGLIA, A.P. (Ed.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p. 63–70.

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

PARISIEN, M.; MORITZ, M. A. Environmental controls on the distribution of wildfire at multiple spatial scales. **Ecological Monographs**, v. 79, n. 1, p.127-154, 2009.

PATTON, D. R. A diversity index for quantifying habitat" edge". **Wildlife Society Bulletin**, p.171-173, 1975.

PAULA, M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 349–358, 2011.

PEARSON, K. Contributions to the mathematical theory of evolution: II. skew variation in homogeneous material. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v.186, p. 343-414, 1895.

PEARSON, R. G.; RAXWORTHY, C. J.; NAKAMURA, M.; PETERSON, A. T. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 1, p.102-117, 2006.

PECL, G. T.; ARAÚJO, M. B.; BELL, J. D.; BLANCHARD, J.; BONEBRAKE, T. C.; CHEN, I. C.; CLARK, T. D.; COLWELL, R. K.; DANIELSEN, F.; EVENGÅRD, B.; FALCONI, L.; FERRIER, S.; FRUSHER, S.; GARCIA, R. A.; GRIFFIS, R. B.; HOBDAY, A. J.; JANION-SCHEEPERS, C.; JARZYNA, M. A.; JENNINGS, S.; LENOIR, J.; LINNETVED, H. I.; MARTIN, V. Y.; MCCORMACK, P. C.; MCDONALD, J.; MITCHELL, N. J.; MUSTONEN, T.; PANDOLFI, J. M.; PETTORELLI, N.; POPOVA, E.; ROBINSON, S. A.; SCHEFFERS, B. R.; SHAW, J. D.; SORTE, C. J. B.; STRUGNELL, J. M.; SUNDAY, J. M.; TUANMU, M. N.; VERGÉS, A.; VILLANUEVA, C.; WERNBERG, T.; WAPSTRA, E.; WILLIAMS, S. E. Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, n. 6332, p.1389-1398, 2017.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. A maximum entropy modelling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231-259, 2006.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. **International Journal of Global Environmental**, v. 6, n. 2-3, p. 231-252, 2006.

PHILLIPS, O. L et al. Drought-mortality relationships for tropical forests. **New Phytologist Research**, v. 187, n. 3, p. 631-646, 2010.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E.; BLAIR, M. E. Opening the black box: an open-source release of Maxent. **Ecography**, v. 40, n. 7, p.887-893, 2017.

QUENOUILLE, M. H. Problems in plane sampling. **The Annals of Mathematical Statistics**, v. 20, n. 3, p.355-375, 1949.

LE QUÉRÉ, C et al. Global carbon budget 2016. **Earth System Science Data**, v. 8, n. 2, p.605-649, 2016.

RAMIREZ-VILLEGAS, J.; JARVIS, A. **Downscaling global circulation model outputs: the delta method decision and policy analysis working paper no. 1.** 2010. Disponível em: <<https://hdl.handle.net/10568/90731>>. Acesso em: 29 jan. 2020.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. AU.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p.208-214, 2018.

RIAHI, K.; GRÜBLER, A.; NAKICENOVIC, N. Scenarios of long-term socio-economic and environmental development under climate stabilization. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 74, n. 7, p.887-935, 2007.

RIAHI, K.; RAO, S.; KREY, V.; CHO, C.; CHIRKOV, V.; FISCHER, C.; KINDERMANN, G.; NAKICENOVIC, N.; RAFAJ, P. RCP 8.5—a scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. **Climatic Change**, v. 109, n. 1-2, p.33-57, 2011.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L.; NARDELLI, A. M. B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v.33, n.5, p.917-926, 2009a.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009b.

RICHARDSON, D. M.; WILLIAMS, P. A.; HOBBS, R. J. Pine Invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. **Journal of Biogeography**, v. 21, n. 5, p.511-527, 1994.

RICHARDSON, D. M. Forestry trees as invasive aliens. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 18–26, 1998.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G.. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v.24, n.1, p.75-92, 2002.

ROLIM, S. G.; JESUS, R. M.; NASCIMENTO, H. E. M.; COUTO, H. T. Z.; CHAMBERS, J. Q. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, v. 142, n. 2, p.238-246, 2004.

ROZENDAAL, D. M. A. et al. Biodiversity recovery of neotropical secondary forests. **Ecology**, v. 5, n. 3, p. 1–10, 2019.

RSTUDIO TEAM. **RStudio**: integrated development for R. Boston: RStudio, 2018. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>.



SAATCHI, S.; BUERMANN, W.; MORI, S.; TER STEEGE, H. Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 5, p. 2000-2017, 2008.

SAATCHI, S.; MALHI, Y.; ZUTTA, B.; BUERMANN, W.; ANDERSON, L. O.; ARAUJO, A. M.; PHILLIPS, O. L.; PEACOCK, J.; TER STEEGE, H.; LOPEZ GONZALEZ, G.; BAKER, T.; ARROYO, L.; ALMEIDA, S.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D.; PITMAN, N.; PRIETO, A.; SALOMÃO, R.; SILVA, N.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; LAURANCE, W.; RAMÍREZ, H. A. Mapping landscape scale variations of forest structure, biomass, and productivity in Amazonia. **Biogeosciences Discussions**, v. 6, n. 3, p. 5461–5505, 2009.

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.; PETROVA, S.; WHITE, L.; SILMAN, M.; MOREL, A. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 24, p.9899-9904, 2011.

SAATCHI, S.; MASCARO, J.; XU, L.; MICHAEL, K.; YANG, Y.; DUFFY, P.; ESPIRITO-SANTO, F.; BACCINI, A.; CHAMBERS, J.; SCHIMEL, D. Seeing the forest beyond the trees. **Global Ecology and Biogeography**, p. 1–5, 2014.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p.32-49, set. 2013.

SANCHEZ-AZOFEIFA, G.; QUESADA, M.; RODRIGUEZ, J. P.; NASSAR, J. M.; STONER, K. E.; CASTILLO, A.; GARVIN, T.; ZENT, E. L.; CARLVO-ALVARADO, J. C.; KALACSKA, M. E. R.; FAJARDO, L.; GAMON, J. A.; CUERVAS-REYS, P. Research priorities for neotropical dry forests. **Biotropica**, v. 37, n. 4, p.477-485, dez. 2005.

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**, v. 337, p.394-401, 2019.

SENA, J. A.; DEUS, L. A. B.; FREITAS, A. V.; COSTA, L. Extreme events of droughts and floods in Amazonia: 2005 and 2009. **Water Resources Management**, v. 26, n. 6, p.1665-1676, 2012.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C.M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p.1-9, 2014.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FONSECA, M. G.; ALMEIDA, C. T.; VEDOVATO, L. B.; ANDERSON, L. O Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in central Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 9, n. 6, p.305-321, 2018.

SILVA JUNIOR, C. H. L. **Dinâmica da formação de bordas florestais e seu impacto nos estoques de carbono na Bacia Amazônica utilizando sensoriamento remoto**. 2018. 213 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2018. Disponível em: <<http://urlib.net/rep/8JMKD3MGP3W34P/3QEKUAS>>.

SOILLE, P; VOGT, P. Morphological segmentation of binary patterns. **Pattern Recognition Letters**, v. 30, n. 4, p.456-459, mar. 2009.

SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período de 2016 a 2017**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2018.

SOUZA, A. L.; BOINA, A.; SOARES, C. P. B.; VITAL, B. R.; GASPAR, R. O.; LANA, L. M. Estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em floresta estacional semidecidual. **Revista Árvore**, v.35, n.6, p. 1277-1285. 2011.

TABARELLI, M.; SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; PIMENTEL, F. L. DE M. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes : insights from the Neotropics. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 319–328, 2012.

THOMSON, A. M.; CALVIN, K. V.; SMITH, S. J.; KYLE, G. P.; VOLKE, A.; PATEL, P.; DELGADO-ARIAS, S.; BOND-LAMBERTY, B.; WISE, M. A.; CLARKE, L. E.; EDMONDS, J. A. RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. **Climatic Change**, v. 109, n. 1-2, p.77-94, 2011.

THUILLER, W.; RICHARDSON, D. M.; MIDGLEY, G. F. Will climate change promote alien plant invasions? In: NENTWIG, W. (Ed.). **Biological invasions**. Berlin: Springer, 2007. p. 197–211.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; OLIVEIRA NETO, S. N.; SANTOS, R. D.; CASTRO NETO, F. Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma floresta estacional semidecidual, no Parque Tecnológico de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p.647-655, 2013.

TORRES, R. R.; MARENGO, J. A. Climate change hotspots over South America: From CMIP3 to CMIP5 multi-model datasets. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 117, n. 3–4, p. 579–587, 2014.

TYUKAVINA, A.; BACCINI, A.; HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; STEHMAN, S. V.; HOUGHTON, R. A.; KRYLOV, A. M.; TURUBANOVA, S.; GOETZ, S. J. Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 7, 2015.

VALVERDE, M.C., MARENGO, J.A. Extreme rainfall indices in the hidrographic basins of Brazil. **Open Journal of Modern Hidrology**, v. 4, p. 10-26, 2014.

VALERIANO, M. **TOPODATA**: guia de utilização de dados geomorfométricos locais. São José dos Campos: INPE. 2008. Disponível em <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em: 22 jan 2020.

VAN VUUREN, D. P.; ELZEN, M. G. J.; LUCAS, P. L.; EICKHOUT, B.; STRENGERS, B. J.; RUIJVEN, B.; WONINK, S.; HOUDT, R. Stabilizing greenhouse gas concentrations at low levels: an assessment of reduction strategies and costs. **Climatic Change**, v. 81, n. 2, p.119-159, 2007.

VAN VUUREN, D. P.; STEHFEST, E.; DEN ELZEN, M. G. J.; KRAM, T.; VAN VLIET, J.; DEETMAN, S.; ISAAC, M.; GOLDEWIJK, K. K.; HOF, A.; BELTRAN, A. M.; OOSTENRIJK, R.; VAN RUIJVEN, B. RCP2.6: exploring the possibility to keep global mean temperature increase below 2°C. **Climatic Change**, v. 109, n. 1-2, p.95-116, 2011.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p.

VIELLEDENT, G.; GARDI, O.; GRINAND, C.; BURREN, C.; ANDRIAMANJATO, M.; CAMARA, C.; GARDNER, C. J.; GLASS, L.; RASOLOHERY, A.; RATSIMBA, H. R.; GOND, V.; RAKOTOARIJONA, J.-R. Bioclimatic envelope models predict a decrease in tropical forest carbon stocks with climate change in Madagascar. **Journal of Ecology**, v. 104, p. 703–715, 2016.

VILA, M.; CORBIN, J. D.; DUKES, J. S.; PINO, J.; SMITH, S. D. Linking plant invasions to global environmental change. In: CANADELL, J. G.; PATAKI, D.E.; ITELKA L. (Ed.). **Terrestrial ecosystems in a changing world**. Berlin: Springer, 2007. p. 93–102.

VILLANOVA, P. H.; TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; DA SILVA, L. F.; SCHETTINI, B. L. S.; DA ROCHA, S. J. S. S. Carbon stock growth in a secondary Atlantic forest. **Revista Arvore**, v. 43, n. 4, p. 1–9, 2019.

VILLELA, D. M.; MATTOS, E. A.; PINTO, A. S.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A. V. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 633–642, 2000.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V.; TRÜBY, P. Quantificação da biomassa em uma floresta estacional decidual em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 4, p.419-425, ago. 2006.

WEED, A. S.; AYRES, M. P.; HICKE, J. A. Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. **Ecological Monographs**, v. 83, n. 4, p.441-470, 2013.

WERF, G. R.; MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; OLIVIER, J. G. J.; KASIBHATLA, P. S.; JACKSON, R. B.; COLLATZ, G. J.; RANDERSON, J. T. CO2 emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, n. 11, p.737-738, 2009.

WILCOXON, F. Individual comparisons by ranking methods. **Biometrics Bulletin**, v. 1, n. 6, p.80-83, dez. 1945.

WISE, M.; CALVIN, K.; THOMSON, A.; CLARKE, L.; BOND-LAMBERTY, B.; SANDS, R.; SMITH, S. J.; JANETOS, A.; EDMONDS, J. Implications of limiting CO2 concentrations for land use and energy. **Science**, v. 324, n. 5931, p. 1183–1186, 2009.

WREGE, M. S.; SOUSA, V. A.; FRITZSONS, E.; SOARES, M. T. S.; AGUIAR, A. V. Predicting current and future geographical distribution of araucaria in Brazil for fundamental niche modeling. **Environment and Ecology Research**, v. 4, n. 5, p. 269–279, 2016.

WREGE, M. S.; FRITZSONS, E.; SOARES, M. T. S.; BOGNOLA, I. A.; SOUSA, V. A. DE; SOUSA, L. P. DE; GOMES, J. B. V.; AGUIAR, A. V. DE; GOMES, G. C.; MATOS, M. DE F. S.; SCARANTE, A. G.; FERRER, R. S. Distribuição natural e habitat da araucária frente às mudanças climáticas globais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 91, p. 331, 2017.

## ANEXO A – MODELOS GLOBAIS DE CIRCULAÇÃO

Tabela A.1 – Modelos globais de circulação.

Modelo	Instituto
BCC-CSM1.1 BCC-CSM1.1(m)	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration
BNU-ESM	Beijing Normal University
CCCMA-CanESM2	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis
CESM1-BGC CESM1-CAM5	National Science Foundation, Department of Energy, National Center for Atmospheric Research
CSIRO-ACCESS1.0 CSIRO-ACCESS1.3	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) and Bureau of Meteorology (BOM), Australia
CSIRO-Mk3.6.0	Queensland Climate Change Centre of Excellence and Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization
FIO-ESM	The First Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, China
GFDL-CM3 GFDL-ESM2G GFDL-ESM2M	NOAA Geophysical Fluid Dynamics Laboratory
GISS-E2H GISS-E2R GISS-E2RCC	NASA Goddard Institute for Space Studies USA
INM-CM4	Institute of Numerical Mathematics of the Russian Academy of Sciences
IPSL-CM5A-LR IPSL-CM5A-MR	Institut Pierre Simon Laplace
LASG-FGOALS-G2	Institute of Atmospheric Physics (LASG) and Tsinghua University (CESS)
MIROC-ESM MIROC-ESM-CHEM MIROC-MIROC5	University of Tokyo, National Institute for Environmental Studies and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology
MOHC-HadGEM2-CC MOHC-HadGEM2-ES	UK Met Office Hadley Centre
MPI-ESM-LR	Max Planck Institute for Meteorology
MRI-CGCM3	Meteorological Research Institute
NCAR-CCSM4	US National Centre for Atmospheric Research
NCC-NorESM1-M	Norwegian Climate Centre
NIMR-HADGEM2-AO	National Institute of Meteorological Research and Korea Meteorological Administration

Fonte: Adaptado de Navarro-Racines et al. (2020).