

**ANELISA PEDROSO FINGER**

**SAZONALIDADE E CRESCIMENTO DE ESPÉCIES LENHOSAS NO SEMIÁRIDO  
PERNAMBUCANO UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E ALGORITMO  
*RANDOM FOREST***

**RECIFE**

**PERNAMBUCO – BRASIL**

**ABRIL DE 2024**

ANELISA PEDROSO FINGER

**SAZONALIDADE E CRESCIMENTO DE ESPÉCIES LENHOSAS NO SEMIÁRIDO  
PERNAMBUCANO UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E ALGORITMO  
*RANDOM FOREST***

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais.

**Orientador:**

Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira

**Coorientadores:**

Prof. PhD. José Antônio Aleixo da Silva

Prof<sup>a</sup>. Dra. Mayara Dalla Lana

RECIFE

PERNAMBUCO – BRASIL

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE  
Bibliotecário(a): Suely Manzi –CRB-4 809

F497s Finger, Anelisa Pedroso.

Sazonalidade e crescimento de espécies lenhosas no semiárido pernambucano utilizando sensoriamento remoto e algoritmo *Random forest* / Anelisa Pedroso Finger. – Recife, 2024.

98 f.; il.

Orientador(a): Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2024.

Inclui referências.

1. Caatinga. 2. Distribuição sazonal. 3. Florestas -Fatores climáticos. 4. Florestas tropicais 5. Sensoriamento remoto. I. Ferreira, Rinaldo Luiz Caraciolo, orient. II. Título

CDD 634.9

**ANELISA PEDROSO FINGER**

**SAZONALIDADE E CRESCIMENTO DE ESPÉCIES LENHOSAS NO SEMIÁRIDO  
PERNAMBUCANO UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E ALGORITMO  
*RANDOM FOREST***

**Banca Examinadora**

---

Dra. Cinthia Pereira de Oliveira  
UEAP/ Amapá – AP

---

Prof. Dr. Gabriel Paes Marangon  
Unipampa/São Gabriel – RS

---

Prof. Dra. Mayara de Lima Pessoa  
UFCEG/ Patos - PB

---

Prof. Dr. Rudiney Soares Pereira  
UFSM/Santa Maria- RS

**Orientador**

---

Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira  
UFRPE/ Recife – PE

**Recife  
Pernambuco – Brasil  
Abril de 2024**

Agradeço à Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE)  
pela concessão da bolsa de estudos.

FINGER, ANELISA PEDROSO. Sazonalidade e crescimento de espécies lenhosas no semiárido pernambucano utilizando sensoriamento remoto e algoritmo *Random Forest*, 2024. Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira. Coorientadores: José Antônio Aleixo da Silva, Mayara Dalla Lana.

## RESUMO

As florestas nativas fornecem madeiras, fibras, combustíveis e outros produtos madeireiros e não-madeireiros para usos múltiplos. Conhecer as interações biológicas, físicas e químicas dentro desse sistema complexo florestal desencadeia o sucesso da gestão florestal e o desenvolvimento da floresta como um todo. O uso da tecnologia vem, ao longo do tempo auxiliando na aferição desses elementos, sendo possível a obtenção de variáveis de forma rápida, econômica e prática. Os objetivos incluem a análise de taxas demográficas pós-secas, padrões espaciais de espécies e a relação entre fatores climáticos e fenologia de espécies lenhosas de floresta seca. A pesquisa foi realizada em uma área de 50ha no município de Floresta - PE. A região apresenta um clima semiárido, com vegetação tipo Savana-Estépica Arborizada. Os dados de campo foram coletados em 40 parcelas monitoradas de 2008 a 2019. Foram utilizadas imagens de satélite *Landsat 5* e *8* para análise da fenologia e estimativa de área basal e incremento periódico an período. O estudo incluiu análise florística, dinâmica florestal e modelagem com *Random Forest* para estimativas de área basal e de crescimento das espécies. Procurou-se também abordar a correção de tendências dos modelos e a geração de mapas de distribuição espacial. Observou-se uma estabilidade na composição e diversidade florística ao longo do tempo, com alterações mínimas. As variações climáticas, especialmente a seca de 2012, afetaram significativamente o crescimento das espécies. A análise de imagens *Landsat* por meio do NDVI se mostrou eficiente na diferenciação das fases fenológicas das espécies. A modelagem da área basal e do incremento periódico anual com o algoritmo *Random Forest* confirmou os dados coletados em campo, destacando sua aplicabilidade no estudo de florestas tropicais secas.

Palavras-chave: caatinga, dinâmica florestal, fatores climáticos, floresta seca, padrão espacial.

FINGER, ANELISA PEDROSO. Seasonality and Growth of Woody Species in the Pernambuco Semiarid Using Remote Sensing and *Random Forest* Algorithm. 2024. Advisor: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira. Comitee: José Antônio Aleixo da Silva, Mayara Dalla Lana.

## **ABSTRACT**

Native forests provide timber, fibers, fuel, and other wood and non-wood products for multiple uses. Understanding the biological, physical, and chemical interactions within this complex forest system triggers the success of forest management and the development of the forest as a whole. Over time, the use of technology has been assisting in the measurement of these elements, allowing for the rapid, economical, and practical acquisition of variables. The objectives include the analysis of post-drought demographic rates, spatial patterns of species, and the relationship between climatic factors and phenology of woody species in dry forests. The research was conducted in a 50-hectare area in the municipality of Floresta, Pernambuco. The region features a semi-arid climate with wooded steppe savanna vegetation. Field data were collected in 40 monitored plots from 2008 to 2019. Landsat 5 and 8 satellite images were used for phenology analysis and estimation of basal area and periodic increment during the period. The study included floristic analysis, forest dynamics, and modeling with Random Forest for estimates of basal area and species growth. It also addressed model trend correction and the generation of spatial distribution maps. Stability in floristic composition and diversity was observed over time, with minimal changes. Climatic variations, especially the 2012 drought, significantly affected species growth. Landsat image analysis using NDVI proved efficient in differentiating the phenological phases of species. The modeling of basal area and annual periodic increment with the Random Forest algorithm confirmed the field data, highlighting its applicability in the study of tropical dry forests.

Keywords: caatinga, forest dynamics, climatic factors, dry forest, spatial pattern.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição das Florestas Tropicais Secas (FTS), o Chaco e o Cerrado na América do Sul. Adaptado de Pennington et al. (2010).....	17
Figura 2 - Mapa de ocorrência do bioma Caatinga. ....	18
Figura 3 - Espectro eletromagnético ordenado em função do comprimento de onda e da frequência. ....	22
Figura 4 - Exemplo de uma única árvore aleatória onde cada nó da árvore exibe a variável de decisão, a medida de impureza (Gini), o número de amostras (Samples) e a distribuição das classes (Value). ....	25
Figura 5 - Mapa de localização da fazenda Itapemirim em Floresta, PE e alocação das parcelas.....	28
Figura 6 - Climograma anual com valores de temperatura e precipitação durante 14 anos de estudo. ....	30
Figura 7 - Fluxograma aplicado na metodologia da pesquisa. ....	32
Figura 8 - Nuvem de palavras representando a quantidade média de espécies por família ao longo dos anos na área de estudo. ....	38
Figura 9 - Gráfico 3D mostrando o número de espécies por família ao longo dos anos. ....	38
Figura 10 - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) na área estudada por ano, Floresta-PE. ....	39
Figura 11 – Índice de valor de importância na área estudada por ano destacando as principais espécies, Floresta-PE. ....	41
Figura 12 – Frequência relativa na área estudada por ano destacando as principais espécies, Floresta-PE. ....	43
Figura 13 – Dominância relativa na área estudada por ano destacando as principais espécies, Floresta-PE. ....	44
Figura 14 – Densidade absoluta na área estudada por ano destacando as principais espécies, Floresta-PE. ....	45
Figura 15 – Ingresso (A) e mortalidade (B) de indivíduos por períodos, Floresta-PE. ..	46
Figura 16 – Ingresso (A) e mortalidade (B) de fustes por períodos, Floresta-PE.....	47
Figura 17 – Área basal de fustes (A) e indivíduos (B) por período bianual, Floresta-PE. ....	48
Figura 18 - Crescimento e incremento em área basal de fustes por período bianual, Floresta-PE. ....	49
Figura 19 - Crescimento em área basal de indivíduos por período bianual, Floresta-PE. ....	50
Figura 20 - Mortalidade de indivíduos por período destacando as principais espécies, Floresta-PE. ....	51
Figura 21 - Mortalidade de fustes entre os anos 2011 à 2019 destacando as principais espécies. ....	52
Figura 22 - Distribuição da área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ) real e estimada (A e B) e estimativas de acurácia do modelo (C e D). ....	58



Figura 23 - Distribuição da área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ) real e estimada (A e B) e estimativas de acurácia do modelo após a utilização do Fator de Correção (C e D).....	61
Figura 24 - Distribuição espacial para a área basal real ( $m^2 ha^{-1}$ ) (A); Distribuição espacial para a área basal estimada ( $m^2 ha^{-1}$ ) (B); Erro da distribuição da área basal para a área estudada ( $m^2 ha^{-1}$ ) (C).....	63
Figura 25 - Distribuição do Incremento Periódico anual ( $mm ha^{-1}$ ) e estimado (A e B) e estimativas de acurácia do modelo (C e D).....	68
Figura 26 - Distribuição do Incremento Periódico Anual ( $mm ha^{-1}$ ) real e estimado (A e B) e acurácia do modelo após a utilização do Fator de Correção (C e D). ....	72
Figura 27 - (A) Mapa de distribuição espacial para a IPA ( $mm ha^{-1}$ ) real; (B) Mapa de distribuição espacial para IPA ( $mm ha^{-1}$ ) estimado; (C) Mapa do Erro da distribuição do IPA ( $mm ha^{-1}$ ) para a área estudada. ....	73
Figura 28 - Distribuição dos valores de NDVI para o período de análise na área de estudo. ....	74
Figura 29 - Distribuição dos valores de NDVI entre as diferentes estações do ano na Caatinga.....	75
Figura 30 - Análise fenológica do NDVI ao longo do ano no período de 1985 a 2023 na área de estudo. ....	77
Figura 31- Decomposição da Série Temporal do NDVI para a região de estudo no período de 1984 a 2022. A – NDVI original; B – Tendência do NDVI ao longo do tempo; C – Sazonalidade do NDVI e D – Resíduo do NDVI. ....	80

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Configurações das características da série do satélite Landsat.....	24
Tabela 2: Índices de vegetação utilizados na área de estudo.....	31
Tabela 3: Variáveis utilizadas e valores de correlação de Spearman .....	53
Tabela 4: Comparativo entre a Área Basal ( $m^2 ha^{-1}$ ) de campo (Gref) e a estimada (Gest) utilizando o modelo Random Forest.....	56
Tabela 5: Fator de correção (FC) para a tendência do modelo na estimativa de área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ) .....	59
Tabela 6: Correlação entre as variáveis e o Incremento Periódico Anual para a construção do modelo .....	64
Tabela 7: Comparativo entre incremento periódico anual de campo (IPAref) e o estimado (IPAest) utilizando o modelo Random Forest. ....	66
Tabela 8: Fator de correção para a tendência do modelo na estimativa de Incremento Periódico Anual. ....	69
Tabela 9: Valores de precipitação e IPA para os períodos estudados.....	73

## SUMÁRIO

RESUMO .....	VI
ABSTRACT .....	VII
LISTA DE FIGURAS .....	VIII
LISTA DE TABELAS .....	X
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>16</b>
2.1 FLORESTAS TROPICAIS SECAS (FTS) .....	16
2.2 DINÂMICA EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS .....	19
2.3 SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO A FENOLOGIA DA FLORESTA TROPICAL SECA.....	21
2.4 RANDOM FOREST APLICADO AO MANEJO E INVENTÁRIO FLORESTAL EM FLORESTA TROPICAL SECA .....	24
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>27</b>
3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA.....	27
3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA.....	27
3.3 ORIGEM DOS DADOS.....	27
3.3.1 Descrição da área de estudo .....	27
3.3.2 Dados de campo.....	28
3.3.3 Dados orbitais.....	30
3.4 METODOLOGIA EMPREGADA.....	31
3.4.1 Análise florística.....	32
3.4.2 Dinâmica Florestal .....	33
3.4.3 Análise dos dados orbitais .....	33
3.4.4 Modelagem com <i>Random Forest</i> .....	34
3.4.5 Geração de Mapas de Distribuição Espacial .....	35
3.4.6 Comportamento fenológico da Caatinga utilizando o NDVI .....	35
3.4.7 Decomposição da Série Temporal do NDVI .....	36
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>36</b>
<b>4.1 INVENTÁRIO FLORESTAL .....</b>	<b>36</b>
4.1.1 Composição Florística .....	36
4.1.2 Diversidade Florística .....	39
4.1.3 Fitossociologia .....	40
<b>4.2 DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ESTUDADA .....</b>	<b>45</b>
4.2.1 Dinâmica do crescimento em área basal.....	45
4.2.2 Estimativa da dinâmica em área basal utilizando dados Orbitais e <i>Random Forest</i> .....	53
4.2.3 Estimativa da dinâmica do incremento Periódico Anual utilizando dados Orbitais e <i>Random Forest</i> .....	63
4.2.4 Relação entre o Incremento Periódico Anual e a precipitação. ....	73
<b>4.3 CARACTERIZAÇÃO FENOLÓGICA DA CAATINGA COM BASE EM DADOS ORBITAIS.....</b>	<b>74</b>
4.3.1 Fenologia da vegetação por meio de análise do NDVI .....	74
4.3.2 Decomposição da série temporal do NDVI .....	78

<b>5. CONCLUSÃO .....</b>	<b>80</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>81</b>

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas nativas fornecem madeiras, fibras, combustíveis e outros produtos madeiráveis e não madeiráveis para uso industrial e não industrial. Quando comparados com produtos advindos de indústrias (plásticos, metais), os benefícios dos produtos extraídos da floresta são renováveis, de alta eficiência energética e ambientalmente corretos. Se manejadas, as florestas podem contribuir com a conservação ambiental (do solo e água, recuperação de áreas degradadas) e, também, com serviços sociais (desenvolvimento regional, empregos, recreação etc.).

A sociedade se beneficia de uma floresta, não apenas no que diz respeito a beleza e conforto, mas também de sua função na regulação do clima regional e global, no sequestro de carbono, na mitigação das mudanças climáticas, bem como a partir do manejo florestal sustentável para produção de madeira, fibras, medicamentos, entre outros (CANADELL; RAUPACH, 2008).

O conhecimento das interações biológicas, físicas e químicas dentro desses sistemas complexos desencadeia o sucesso da gestão florestal e o desenvolvimento futuro da floresta como um todo. Dessa forma, a tecnologia vem ao longo do tempo auxiliando na aferição desses elementos dentro de um sistema florestal, possibilitando a obtenção de variáveis de forma rápida, econômica e prática.

O conceito de sustentabilidade florestal criado em 1713 por Hans Carl von Carlowitz mostrou que a floresta deveria ser manejada para produzir e fornecer constante e continuamente produtos madeireiros e não madeireiros para gerações atuais e futuras.

Devido aos vastos recursos florestais, o Brasil apresenta muitos desafios para o manejo sustentado de florestas. Apesar de leis cada vez mais restritivas, a maior parte das florestas nativas do país vem sendo conduzida em bases não sustentáveis, sendo que a pesquisa com espécies florestais nativas ainda não supre a demanda de conhecimentos necessários para a correta manutenção destas florestas.

A Caatinga se faz presente em todos os estados da região Nordeste e parte de Minas Gerais, tendo grande importância socioeconômica e ecológica. É considerada como formação tropical seca, apresentando elevada diversidade de espécies e grande heterogeneidade quanto às condições de habitat (ARAÚJO, 2005). Especificamente em

Pernambuco essa vegetação representa cerca de 70% de sua área, sendo importante fonte de produtos florestais e de renda para a população que vive no seu semiárido.

As áreas florestais do estado do Pernambuco sofrem alta exploração a fim de suprir as necessidades da população. De acordo com Pareyn (2024), a exploração da vegetação da Caatinga ocorre de três maneiras: desmatamento legal (para mudança do uso do solo), plano de corte (via “plano de manejo”) e desmatamento ilegal (para uso alternativo do solo e produção madeireira). O manejo destas florestas se torna, então, uma alternativa para diminuir a pressão de desmatamento sobre elas, bem como serve de fonte de renda para os proprietários rurais.

Por outro lado, um dos problemas para a regeneração da Caatinga é que a população de algumas de suas espécies arbustivo-arbóreas se regenera ou crescem lentamente, não acompanhando o ritmo com que são exploradas, além dos efeitos das secas regulares a que a região está submetida. Como consequência, estudos fitossociológicos têm revelado que muitos locais são representados por poucas espécies (ALVES JUNIOR *et al.*, 2013; FERRAZ *et al.*, 2014; SALAMI *et al.*, 2023), como resultado de efeitos naturais e, ou antrópicos.

Apesar disso, pouco se sabe sobre como os padrões espaciais intra e interespecíficos das espécies arbustivo-arbóreas dessas florestas respondem com o passar do tempo à seca. Logo, a avaliação dos padrões espaciais de suas espécies pode ajudar a compreender os processos demográficos intrínsecos nessas comunidades, uma vez que refletem diferentes fatores que atuam na sobrevivência das plantas. Assim, a seca por si só não é o único fator a afetar os padrões da comunidade e de suas espécies, o que leva a necessidade de considerar outras condições ambientais, por exemplo, as edáficas, já que é uma das de maior variação (ELIAS *et al.*, 2018).

A Caatinga é um ecossistema crucial na região semiárida do Nordeste do Brasil, cobrindo quase 10% do país e abrigando mais de 2000 espécies de plantas e animais (LEAL *et al.*, 2005). Devido à sua composição heterogênea de gramíneas, arbustos e árvores, apresenta desafios significativos para o mapeamento e a classificação de sua vegetação. Estudos recentes têm demonstrado a eficácia do uso de dados de sensoriamento remoto multitemporais combinados com algoritmos de aprendizado de máquina, como o Random Forest, para aprimorar a precisão da classificação das

fisionomias vegetais da Caatinga (SILVEIRA *et al.*, 2018). Em condições de mudança climática, a resiliência da vegetação dependerá da Capacidade de explorar os recursos hídricos disponíveis (GROSSIORD *et al.*, 2017), e se faz necessário maior entendimento do comportamento e aproveitamento destes recursos desde árvores individuais à escala de paisagem, a fim de prever mudanças na estrutura da floresta.

Assim, conhecer fatores que influenciam no crescimento, refletidos pela variação da forma e do tamanho das árvores, são subsídios indispensáveis para a exploração racional das florestas nativas, pois possibilitam elaborar planos de manejo florestal que auxiliam à condução das atividades a serem desenvolvidas (COSTA, 2011).

Em geral, estudos em florestas tropicais secas no Brasil são relacionados com recuperação florestal (ZIELONKA *et al.*, 2021), fitossociologia (SILVA, 2023), biomassa e estoque de carbono (ALVES JUNIOR, 2014; DALLA LANA, 2017; ABREU *et al.*, 2023), estrutura e dinâmica (MELO, 2016; SANTOS, 2021; SILVA, 2017) e mais recentemente na utilização do sensoriamento remoto (OLIVEIRA, 2019; OLIVEIRA, 2020; MOREIRA, 2021).

Desta forma, inúmeras lacunas existentes exigem estudos em regiões de florestas tropicais, já que esses resultados são essenciais para o futuro desses ecossistemas em diversos cenários, especialmente, o das mudanças climáticas.

Nesta perspectiva, este trabalho objetiva avaliar os efeitos da sazonalidade climática e das propriedades edafoclimáticas nos padrões espaciais intra e interespecíficos de espécies arbustivo-arbóreas ao longo do tempo no semiárido pernambucano, visando fornecer informações que possam subsidiar iniciativas de manejo florestal.

Como objetivos específicos, tem-se: estimar taxas demográficas (recrutamento e mortalidade) após períodos de secas; estudar a variação nos padrões espaciais intra e interespecíficos de espécies arbustivo-arbóreas dominantes na escala local; estudar a capacidade de aderência de modelos gerados pelo *Random Forest*; e analisar a dinâmica fenológica das espécies utilizando imagens de média resolução.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 FLORESTAS TROPICAIS SECAS (FTS)

As florestas tropicais são geralmente caracterizadas pela alta diversidade. No entanto, muitas são dominadas por poucas espécies em escalas locais, o que pode ser um estado transitório causado por variações sucessionais e demográficas das espécies ao longo do tempo (PITMANN *et al.*, 2013). Para a explicação do padrão dessa dominância tem sido buscadas respostas e considerações quanto aos fatores climáticos (ver STEEGE *et al.*, 2013; BONAL *et al.*, 2016; ELIAS *et al.*, 2018; POWERS *et al.*, 2018) e edáficos (LLOYD *et al.*, 2015; ELIAS *et al.*, 2018), bem como na resiliência de espécies (POWERS *et al.*, 2018).

As Florestas Tropicais Secas (FTS) constituem 44% de todas as regiões tropicais florestais (BLACKIE *et al.*, 2014; BASTIN *et al.*, 2017), logo, são importantes o desenvolvimento de estudos que tratam de fatores que influenciam a dinâmica desses ecossistemas, tais como, climáticos, edáficos e ecológicos, bem como de suas interações. Essa tipologia florestal é caracterizada como perturbada, pois apresenta aspectos morfológicos, climáticos e fitossociológicos bem distintos de ambientes ecológicos remotos (MURPHY; LUGO, 1986).

Quanto a este tipo de formação florestal, é importante destacar a ocorrência de formações semelhantes no sul do México, sudeste da África, Índia central, Austrália, leste da Bolívia e ao longo da costa do Equador e Peru (WWF, 2018). As FTS compreendem 41,5% da área global, onde, aproximadamente, 51% estão nas Américas, com sua maior porção na América do Sul (22%) (PORTILLO-QUINTERO; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2010; BASTIN *et al.*, 2017).

As florestas tropicais secas ocorrem em “núcleos” espalhados por toda a região neotropical (Figura 1), sendo encontradas, em países da América do Sul, e na Central. Segundo afirmado por Pennington *et al.*, (2010), essa fragmentação em áreas disjuntas persistiu durante tempo suficiente para uma evolução na biogeografia e linhagens das plantas relacionadas à essas áreas.



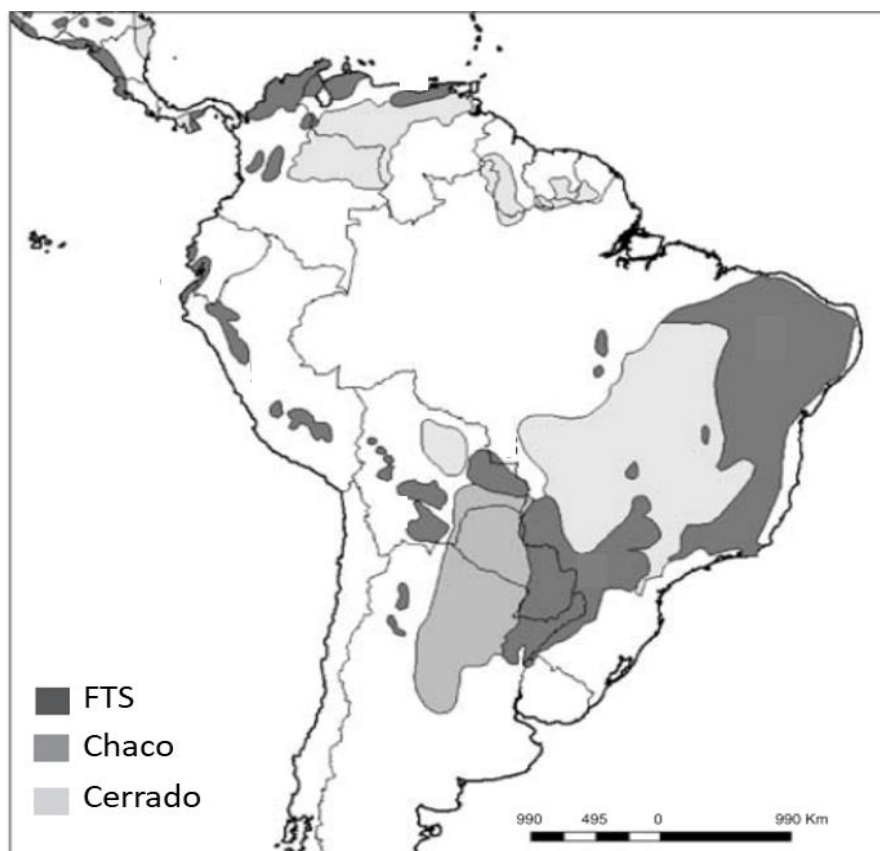


Figura 1 - Distribuição das Florestas Tropicais Secas (FTS), o Chaco e o Cerrado na América do Sul. Adaptado de Pennington *et al.* (2010).

Em sua grande maioria, as FTS, o Chaco e o Cerrado ocorrem sob condições climáticas semelhantes (MOONEY *et al.*, 1995; MAYLE *et al.*, 2004), sendo todos sazonalmente estressados pela seca (PENNINGTON *et al.*, 2000). É importante a distinção entre as fisionomias pois, apesar de terem características semelhantes, não respondem igualmente às mudanças climáticas e ambientais, devendo ser estudadas separadamente.

As Florestas Tropicais Secas apresentam uma vegetação decídua durante a estação seca, aumentando o grau de perda foliar conforme a diminuição da precipitação (MOONEY *et al.*, 1995). Importante salientar que, essas regiões retratam precipitação inferior a  $1600-1800 \text{ mm ano}^{-1}$  com um período de pelo menos 5 a 6 meses com menos de 100 mm (MURPHY; LUGO, 1986; GENTRY, 1995; MAYLE, 2004; SILVA *et al.*, 2017). Caracterizam-se por um dossel baixo e espécies vegetais com menores áreas basais quando comparadas com as florestas tropicais úmidas, sendo espécies de espinhosas e

suculentas comuns, especialmente nas formações mais secas (JOLY *et al.*, 1999). Seus solos geralmente são férteis, de pH moderado a elevado (PENNIGTON *et al.*, 2009).

Por se encontrarem entre os sistemas tropicais mais ameaçados no mundo, com altas taxas de exploração (12% entre 1980 e 2000) (JANZEN, 1988) as FTS estão sob alto índice de extinção (WERNECK *et al.*, 2011), o que corrobora com ações de conservação desta formação vegetal (MILES *et al.*, 2006).

No Brasil, a Caatinga é a vegetação predominante na região semiárida e apresenta adaptações semelhantes as outras florestas tropicais secas do mundo. Especificamente em Pernambuco, essa vegetação representa cerca de 70% da área do estado, sendo importante fonte de produtos florestais e de renda para a sua população que vive no seu semiárido.

A região do semiárido do nordeste brasileiro é composta pelos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Alagoas, Sergipe, Minas Gerais, Bahia, Maranhão, estando a maior parte relativa situada na Paraíba e Pernambuco (Figura 2), (ANDRADE, 2017).



Figura 2 - Mapa de ocorrência do bioma Caatinga.

Fonte: Finger (2024).

O bioma Caatinga corresponde, então, a 86% do semiárido brasileiro e 10% do território nacional.

A formação denominada de Caatinga (ou savana estépica) se encontra em um clima quente, semiárido, com precipitação anual de 270-800 mm ano<sup>-1</sup> (AB'SABER, 2003), torrencial e muito irregular (RIZZINI, 1992), concentrada em apenas 3 a 5 meses no ano (SAMPAIO, 1996; QUEIROZ, 2009). Segundo Andrade (2017), a região pode apresentar em um mês até 70% do total de precipitação anual. A região possui elevado saldo positivo de energia solar, déficit hídrico e baixa umidade relativa do ar, o que corrobora para as elevadas taxas de evaporação dos corpos hídricos e das demais superfícies úmidas.

A Caatinga pode, ainda, ser diferenciada entre agreste e sertão (RIZZINI, 1992). O agreste se encontra nas proximidades do mar, em condições de maior umidade, apresentando solo profundo e vegetação mais densa. Já o sertão é mais seco, com solo raso e pedregoso, vegetação baixa e rasteira, predominando no interior do nordeste.

O bioma Caatinga apresenta também grande variedade de solos, desde rasos e pedregosos até arenosos e profundos; estes, juntamente com a precipitação e disponibilidade hídrica, irão definir os diferentes tipos de vegetação ocorrentes no bioma (VELLOSO *et al.*, 2002).

A vegetação da Caatinga é predominantemente xerófita, normalmente densa e quase fechada, decídua e apresenta baixo dossel florestal (5 a 10m), composto por árvores de troncos finos e retorcidos (FAO, 2001). Estudos apontam que se pode dividir a vegetação em três características marcantes: adaptação a resistência hídrica, recobrimento de área praticamente contínua em região de clima quente e semiárido e flora com espécies endêmicas na região semiárida (RODAL; SAMPAIO; FIGUEIREDO, 2002). Já Sampaio (1999) atribui a disponibilidade hídrica a maior causa da variabilidade ambiental no bioma, com variação no tempo e espaço.

## 2.2 DINÂMICA EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS

Entende-se por crescimento de uma floresta, ou das árvores componentes desta, as mudanças ocorridas em tamanho durante um determinado período (ASSMANN, 1970).

O crescimento das árvores depende dos fatores genéticos da espécie interagindo com o ambiente, compreendendo, desta forma, fatores climáticos: temperatura, precipitação, vento e insolação; ao solo: características físicas, químicas e biológicas; aos topográficos: inclinação, altitude e exposição; e de competição: influência de outras árvores, vegetação rasteira e animais (FINGER, 2006).

A dinâmica das florestas naturais depende, sobretudo, dos fatores ecológicos que contribuem no seu desenvolvimento, tais como a sucessão, a competição, a exposição, o sítio natural e a luminosidade. Esses fatores influem diretamente sobre o crescimento e desenvolvimento de todas as árvores (VANCLAY, 1994).

A dinâmica das florestas é um processo regido por parâmetros de ingresso, crescimento e mortalidade, e seu entendimento é de suma importância, visto a indicar as mudanças ocorridas na composição e estrutura da floresta (BEERS, 1962).

A realização de estudos de dinâmica e de estrutura florística permitem avaliar os impactos e fornecem informações básicas para o manejo florestal (JARDIM; SENA; MIRANDA, 2008). Em florestas naturais, estes estudos contribuem com o manejo e preservação desses ecossistemas (NARVAES; LONGHI; BRENA, 2008).

Os processos da dinâmica florestal são responsáveis pela mudança da comunidade e pela modificação do espaço. Tais processos se manifestam pela extinção e imigração local de populações, assim como, nas flutuações da abundância relativa de espécies dentro da mesma comunidade (MOSCOVICH, 2006), podendo-se considerar o ingresso, o crescimento e a mortalidade processos na dinâmica de florestas.

Os principais fatores que influenciam o crescimento florestal incluem a mortalidade, o ingresso, o corte e as produções atuais e futuras (HUSCH; MILLER; BEERS, 1982).

Os estudos com dinâmica florestal e seus processos de crescimento, mortalidade e ingresso são de extrema relevância, e resultam em dados que mostram as mudanças ocorridas na floresta e podem ser utilizados na predição das mudanças de uma floresta natural (HOSOKAWA *et al.*, 1998).

Em florestas tropicais secas, objeto desse estudo, os distúrbios que ocorrem devido à sazonalidade do regime hídrico provocam alterações nos processos de dinâmica vegetal, principalmente em relação à mortalidade (DICKINSON *et al.*, 2001),

sendo a sucessão secundária a que mais sofre por esse evento. Por este fato, pode-se afirmar que o ingresso de novas plantas depende diretamente de eventos chuvosos e que a escassez hídrica afeta de maneira severa a formação de novas plântulas quando comparada a outros estágios vitais (SANTOS *et al.*, 2009).

Pesquisas de dinâmica em florestas tropicais secas ainda são um grande desafio, que reflete na escassez de trabalhos, e nas dificuldades operacionais nestas áreas florestais. Os estudos avaliam a interação entre as mudanças nos dados demográficos da vegetação, no espaço e tempo, associados com os fatores ambientais. Observar essas mudanças e suas principais causas e, posteriormente avaliá-las qualitativa e quantitativamente representam o caminho para compreender os fenômenos que ocorrem na natureza (NAPPO *et al.*, 2005).

### 2.3 SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO A FENOLOGIA DA FLORESTA TROPICAL SECA

O sensoriamento remoto trata da utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamentos de transmissão de dados colocados a bordo de aeronaves, espaçonaves, ou outras plataformas, com o objetivo de estudar eventos, fenômenos e processos que ocorrem na superfície do planeta Terra (NOVO, 2010). A partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que compõem as mais diversas manifestações, é uma ferramenta importante estudos de mudanças climáticas, meteorologia, mapeamento, florestas e agricultura, saúde etc. (ALBA, 2019).

Qualquer objeto na superfície terrestre que esteja a uma temperatura acima de zero absoluto apresenta, de acordo com Meneses (2012), uma movimentação aleatória das partículas dos átomos e das moléculas. Assim, quando essas partículas colidem, mudam o seu estado de energia e emitem REM (Radiação Eletromagnética), permitindo a aplicação de sensores remotos na obtenção de vastas aplicações técnico-científicas.

Dentro desse contexto, se caracteriza o espectro eletromagnético como o conjunto de todas as radiações, desde os raios gama até as ondas de rádio. A ordenação das radiações em função do comprimento de onda e da frequência (Figura 3), constitui o espectro eletromagnético (MOREIRA, 2011).

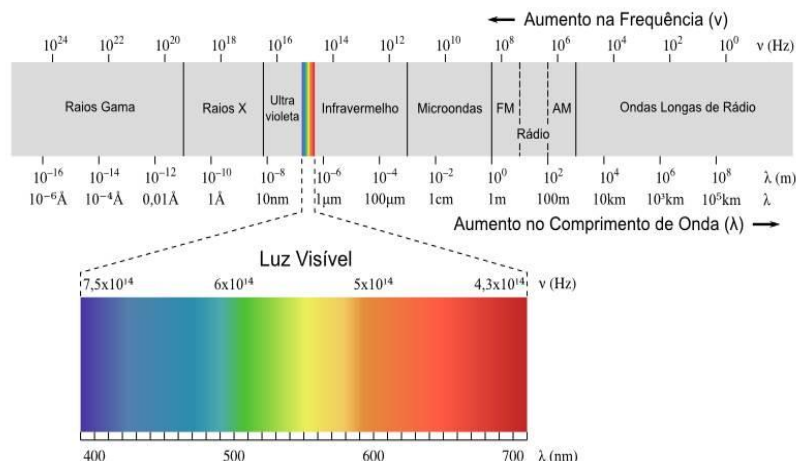


Figura 3 - Espectro eletromagnético ordenado em função do comprimento de onda e da frequência.

Fonte: Jensen (2009).

Uma das fontes mais importantes para o sensoriamento remoto é o sol, pois a radiação solar que incide sobre a superfície terrestre interage diferentemente em cada tipo de alvo/objeto (JENSEN, 2009). Esta diferença é determinada principalmente pelas diferentes composições físico-químicas dos objetos e fazem com que cada alvo terrestre tenha seu próprio comportamento espectral (ALBA, 2019).

A radiação desempenha um papel importantíssimo para a vegetação, pois regula todo o processo fotossintético da folha, caracterizado pela absorção da radiação nos comprimentos de onda do azul (400 a 500 nm) e vermelho (600 a 700 nm). Nessas faixas do Espectro eletromagnético as clorofilas “a” e “b” e os B-carotenoides são absorvidas pelas folhas. Um fator determinante para a reflectância é o conteúdo de água nas folhas, pois proporciona uma alta absorção, principalmente a partir do infravermelho próximo (>700nm).

Como resultado estudos fenológicos utilizando dados coletados por sensores de satélites orbitais, que medem comprimentos de onda de luz absorvida e refletida pela vegetação, tem sido desenvolvido por diversos pesquisadores da área. Aplicações deste fenômeno físico foram realizadas por Li *et al.* (2019) com um conjunto de dados da série *Landsat*, medidos entre 1985 e 2015, para estudar anualmente a fenologia da vegetação em áreas urbanas nos EUA. Já Zou *et al.* (2020) pesquisaram a resposta da FTS à seca,

em escalas mensais e sazonais, além do efeito da precipitação no crescimento da FTS, na Costa Rica.

Allen *et al.* (2017) questionam se florestas tropicais sazonalmente secas seriam sensíveis ou resistentes a mudanças futuras nos regimes de chuvas. Schwieder *et al.* (2018), estudaram as métricas fenológicas do *Landsat* e suas relações com biomassa e carbono na savana brasileira (Cerrado). Cao *et al.* (2015), mapearam a sucessão de florestas tropicais secas usando análise de mistura espectral de múltiplos critérios na Costa Rica. Stan *et al.* (2019), estudaram a diversidade de florestas tropicais secas, a resposta climática, e resiliência da floresta frente a mudança climática.

Entretanto, ainda existem lacunas no conhecimento fenológico da floresta tropical seca brasileira. Alguns motivos podem ser a pouca visibilidade da FTS brasileira frente outros biomas, aporte financeiro para pesquisas e também ao interesse dos pesquisadores.

Atualmente dados oriundos de sensoriamento remoto podem ser adquiridos de forma gratuita, o que possibilita a redução de custo operacional. Uma das séries mais relevantes na pesquisa e utilizada em larga escala é a do *Landsat*. O programa *Landsat* foi criado pela NASA em 1972 e, até hoje, imageia e obtém informações da superfície da Terra. Em 2013 foi lançado o mais novo satélite do programa, o Landsat 8, continuando a missão de observar o planeta com resolução de média qualidade (USGS, 2020) (Tabela 1).

Muitos sensores orbitais são capazes de medir a reflectância dos comprimentos de onda do vermelho e do infravermelho próximo, como é o caso da série do Landsat. Usando algoritmos, os dados brutos da imagem são transformados em índices capazes de mensurar a densidade ou saúde da vegetação para cada pixel da imagem.

Embora existam uma infinidade de índices, o mais comumente utilizado e conhecido na esfera científica é o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), proposto por Rouse *et al.* (1974), o qual possibilita separar a vegetação verde do brilho do solo. O índice NDVI é obtido pela razão entre a diferença da banda do infravermelho próximo e da banda do vermelho. Seus valores variam entre -1 a 1. Áreas degradadas, solo exposto e neve geralmente apresentam valores NDVI muito baixos (menor que 0,1), vegetação esparsa, como arbustos e pradarias ou culturas senescentes, podem resultar

em NDVI moderado com valores de aproximadamente 0,2 a 0,5. Altos valores de NDVI, aproximadamente, 0,6 a 0,9, correspondem a vegetação densa como a encontrada em florestas tropicais ou culturas temperadas em seu pico de crescimento.

Tabela 1: Configurações das características da série do satélite Landsat.

<b>Sistema</b>	<b>Operação</b>	<b>Sensores</b>	<b>Resolução espacial (m)</b>	<b>Revisita (dias)</b>
<b>Landsat1</b>	23/07/1972	RBV	80	18
	01/06/1978	MSS		
<b>Landsat2</b>	22/01/1975	RBV	80	18
	25/02/1982	MSS		
<b>Landsat3</b>	05/05/1978	RBV	30	18
	31/03/1983	MSS	80	
<b>Landsat4</b>	16/07/1982	TM	30	16
	08/1993	MSS	80	
<b>Landsat5</b>	01/03/1984	TM	30	16
	05/06/2011	MSS	80	
<b>Landsat6</b>	10/05/1993	ETM+	15 (pan)	16
	10/05/1993		30 (ms)	
<b>Landsat7</b>	04/04/1999	ETM+	15(pan) 30(ms)	16
	a 2007	TIRS	60 m	
<b>Landsat8</b>	11/02/2013	OLI	15(pan) 30 (ms)	16
		TIRS	100	

Fonte: Adaptado USGS (2020).

## 2.4 RANDOM FOREST APLICADO AO MANEJO E INVENTÁRIO FLORESTAL EM FLORESTA TROPICAL SECA

O algoritmo Random Forest foi desenvolvido em 2001 como uma técnica de aprendizado de máquina que utiliza múltiplas árvores de decisão para melhorar a precisão e robustez das previsões (BREIMAN, 2001). A principal inovação do Random Forest é sua abordagem de agregação, que combina as previsões de várias árvores de



decisão independentes para obter um modelo mais preciso e menos suscetível ao overfitting.

Esse algoritmo é especialmente útil em estudos ambientais e ecológicos devido à sua capacidade de lidar com grandes conjuntos de dados, variáveis multicolineares e dados ruidosos (CUTLER *et al.*, 2007). As árvores de decisão individuais são treinadas em diferentes subconjuntos de dados, e suas previsões são combinadas por meio de votação majoritária ou média, resultando em um modelo robusto e preciso (LIAW; WIENER, 2002) (Figura 4).

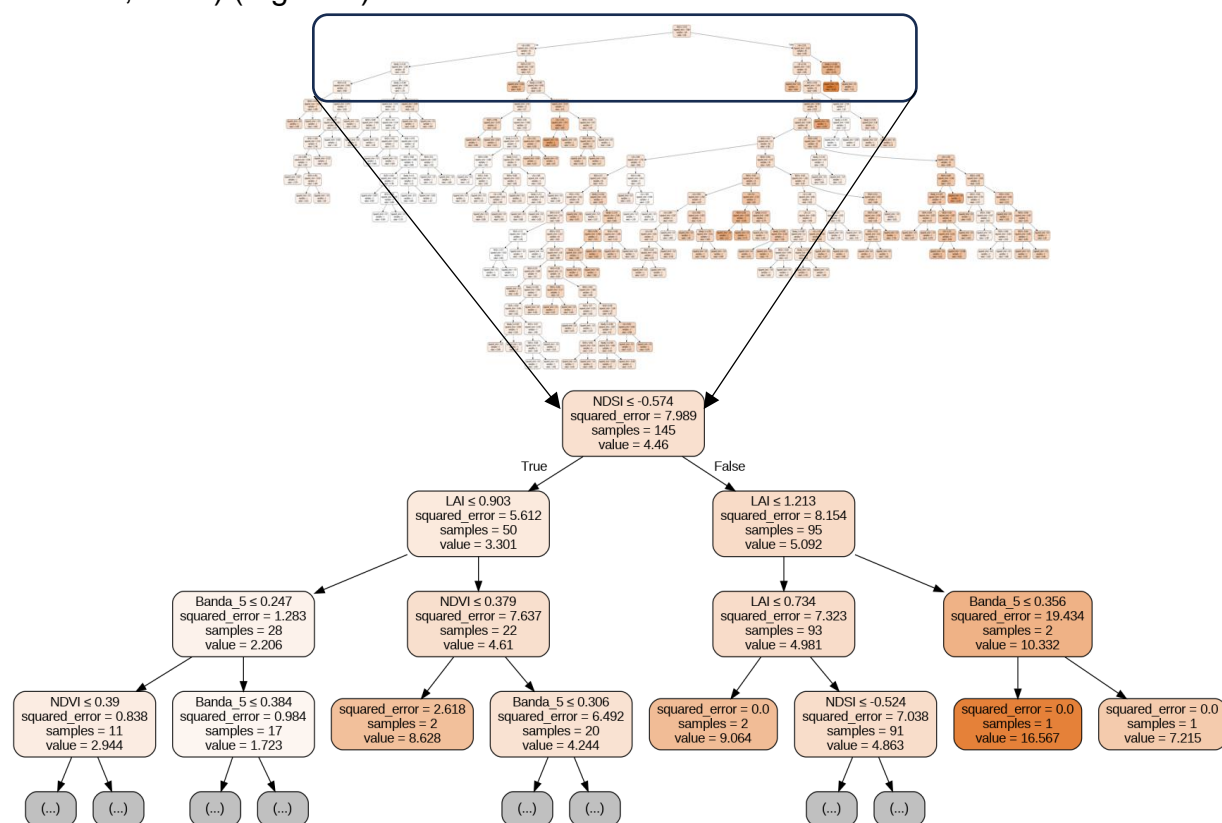


Figura 4 - Exemplo de uma única árvore aleatória onde cada nó da árvore exibe a variável de decisão, a medida de impureza (Gini), o número de amostras (Samples) e a distribuição das classes (Value).

Fonte: Finger (2024)

O Random Forest funciona criando um conjunto de árvores de decisão, cada uma construída a partir de uma amostra aleatória do conjunto de dados original. O processo de construção de uma Random Forest utiliza o *Bootstrap Sampling*, que cria várias amostras de treinamento, o que ajuda a construir um conjunto de árvores de decisão

robustas e menos suscetíveis ao *overfitting*,

A seleção aleatória de variáveis em cada nó permite que o Random Forest lide eficientemente com conjuntos de dados de alta dimensionalidade e multicolineares (LIAW; WIENER, 2002), sendo assim, torna-o menos sensível a outliers e ruído nos dados de entrada (CUTLER *et al.*, 2007), dessa forma, o Random Forest fornece uma medida de importância das variáveis, o que é útil para a interpretação do modelo e para a seleção de características relevantes (BREIMAN, 2001; LIAW; WIENER, 2002).

Rodriguez-Galiano *et al.* (2012), investigaram a precisão de diferentes algoritmos de aprendizado de máquina, incluindo o Random Forest, na classificação de cobertura do solo utilizando imagens *Landsat*. Eles encontraram que o Random Forest apresentou alta precisão e robustez em comparação com outros métodos

O estudo conduzido por Powell *et al.* (2010) comparou três abordagens empíricas de modelagem para quantificar a dinâmica da biomassa florestal acima do solo utilizando dados de séries temporais do satélite *Landsat* e dados de inventário de campo em florestas temperadas. As abordagens comparadas foram a regressão de Eixo Principal Reduzido (RMA), imputação do Vizinho Mais Próximo em Gradiente (GNN) e árvores de regressão Random Forest (RF). Os resultados indicaram que as árvores de regressão Random Forest se destacaram por serem robustas contra o *overfitting* e apresentarem o melhor desempenho em termos de RMSE, tornando-se a abordagem mais precisa para a previsão de biomassa florestal.

Embora forneça medidas de importância das variáveis, o Random Forest é essencialmente uma "caixa preta" e pode ser difícil interpretar como as previsões são feitas em detalhes (CUTLER *et al.*, 2007).

O Random Forest pode não capturar adequadamente as complexas interações ecológicas em florestas tropicais secas, resultando em uma subestimação ou superestimação das variáveis de interesse. Isso fica evidente em função da variabilidade temporal, especialmente em termos de padrões de precipitação e crescimento sazonal das florestas tropicais secas, o que pode resultar em previsões menos confiáveis ao longo do tempo.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA

Os dados foram coletados em área de, aproximadamente, 50ha localizada na Fazenda Itapemirim, pertencente à empresa Agrimex S.A. A Fazenda, com 5.695,65ha, está situada no município de Floresta – PE com, nas coordenadas 8°30'49" Latitude Sul e 37°57'44" Longitude Oeste. O município está inserido na mesorregião do São Francisco Pernambucano e microrregião de Itaparica, com uma área de 3.675km<sup>2</sup>.

#### 3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

A área está inserida em região com relevo suave-ondulado, de vales estreitos, e banhada pela bacia hidrográfica do Rio Pajeú, na ecorregião Depressão Sertaneja Meridional (VELLOSO *et al.*, 2002). Possui clima característico; muito quente, semiárido, do tipo estepe, marcado por uma estação seca e outra chuvosa (classificação de Köppen BSW'h). A precipitação anual total é compreendida entre 100 e 600 mm (ALVARES *et al.*, 2013), com período de chuva concentrado de janeiro a maio, sendo os meses mais chuvosos março e abril e temperatura média anual de 26,5°C (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2000).

O solo da região é caracterizado como Luvissole Crômico, pouco profundo, textura superficial arenosa a média (EMBRAPA, 2018). Devido ao relevo e tipo de solo característico, ocorre, usualmente mudança abrupta de horizonte textural.

A vegetação da área é denominada Savana-Estépica Arborizada, podendo ser definida como caatinga hiperxerófila (IBGE, 2012), com ocorrência de espécies caducifólias. É caracterizada por vegetação arbustivo-arbórea, dividida em dois estratos: arbustivo-arbóreo superior (com presença de árvores, arbustos e cactáceas) e outro gramíneo-lenhoso inferior (com presença de arbustos, cactáceas e bromeliáceas) (IBGE, 2012).

#### 3.3 ORIGEM DOS DADOS

##### 3.3.1 Descrição da área de estudo

Os dados utilizados provem de área de, aproximadamente, 50 ha onde ocorreu a supressão da vegetação nativa com o emprego de tratores e correntes, no ano de 1987

(PIMENTEL, 2012). A finalidade da supressão da vegetação nativa, à época, foi implantar espécies exóticas. O projeto não prosperou, com consequente abandono da área, deixando-a em processo de regeneração natural.

A área objeto da pesquisa, vem sendo monitorada a partir de 2008 por meio de 40 parcelas permanentes com dimensões de 20 m x 20 m (400 m<sup>2</sup>), totalizando uma área amostral de 1,6 ha. As parcelas estão distanciadas entre si 80 m, medida a partir do centro, e a área entre parcelas constituem 60m da bordadura. (Figura 5).

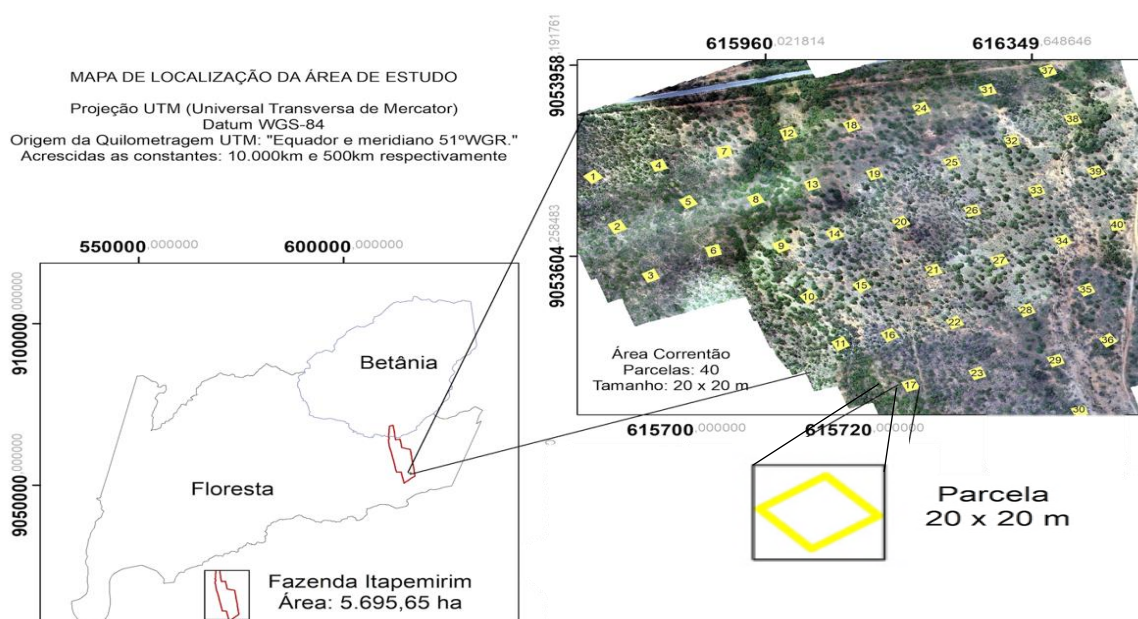


Figura 5 - Mapa de localização da fazenda Itapemirim em Floresta, PE e alocação das parcelas.

Fonte: Finger (2024).

### 3.3.2 Dados de campo

O estudo utilizou dados de 40 parcelas instaladas de maneira sistemática em 2008. Para efeito de padronização, as plantas foram identificadas e etiquetadas a altura 1,30m do solo. Anualmente, todas as plantas arbustivo-arbóreas foram identificadas e mensuradas, com a medição da circunferência a 1,30m do solo ( $C \geq 6\text{cm}$ ), em todas as unidades amostrais. Também foram computados, plantas e/ou fustes que atingiram a  $C$  mínima estipulada (recrutados), bem como mortos e caídos. Foi seguida as normas da nomenclatura da simbologia da mensuração do inventário florestal (SILVA *et al.*, 2022).

Como planta foi considerada toda a parte pertencente a um único sistema

radicular (observando a parte aérea acima do solo). Para todas as bifurcações abaixo de 1,30 m em uma mesma planta, e que apresentasse o critério de inclusão mínimo, foram consideradas como fustes.

Os dados foram coletados em setembro de cada ano, a fim de coincidir com o período seco. As medições de circunferência foram feitas com o auxílio de fita métrica e a altura medida por uma régua graduada, ambas com precisão de centímetros.

A identificação botânica foi realizada em campo e comparada com exsicatas no Herbário Sérgio Tavares do Departamento de Ciência Florestal, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). A nomenclatura dos táxons foi revisada de acordo com a lista de espécies de flora do Brasil (BFG, 2015), e classificada de acordo com o APG IV (2016).

Os dados de temperatura e precipitação para o período de 2009 a 2023 foram obtidos em banco de dados da LP DAAC da USGS e Climate Hazards Center – UC Santa Bárbara da Universidade da Califórnia. O banco de dados foi adquirido proveniente do dataset do produto MODIS/006/MOD11A1' e CHIRPS/DAILY com base no ponto de coordenada da área de estudo. (WAN, *et al.*, 2021; FUNK, *et al.*, 2015). A partir dos dados foi confeccionado o climograma da região conforme a Figura 6.

Observa-se uma baixa precipitação no ano de 2012, enquanto a partir de 2018 há precipitação acima da média. A temperatura média se mantém acima de 25°C ao longo do período analisado. Além disso, é importante ressaltar que os dados de temperatura incluem medições realizadas tanto durante o dia quanto durante a noite, o que explica as temperaturas mínimas mais baixas registradas nos anos analisados.

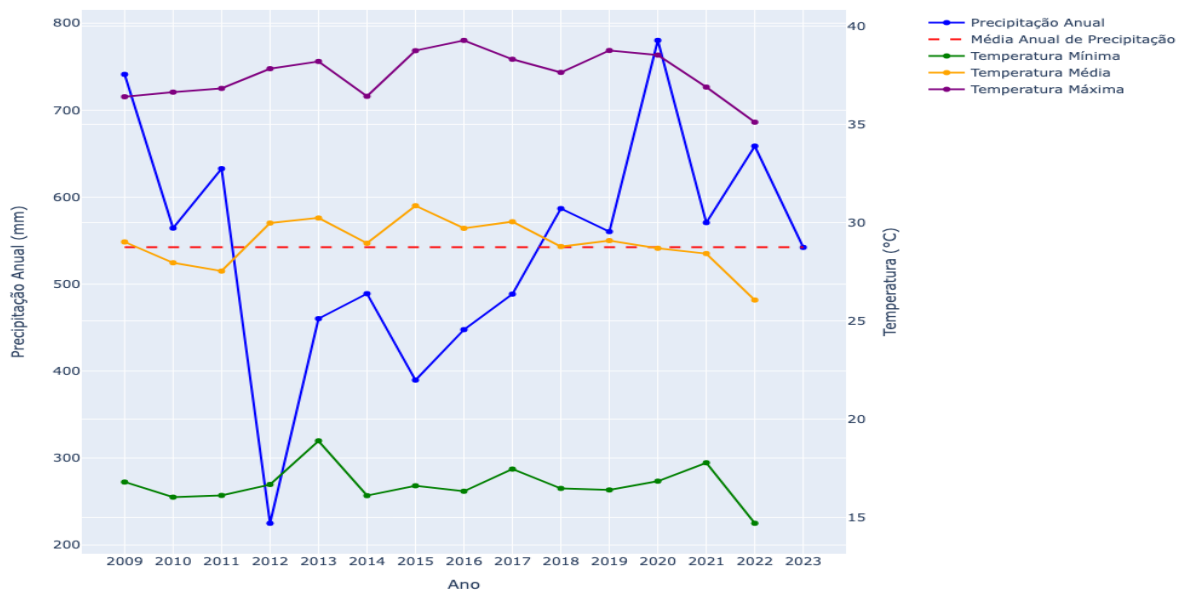


Figura 6 - Climograma anual com valores de temperatura e precipitação durante 14 anos de estudo.

### 3.3.3 Dados orbitais

Imagens do satélite *Landsat 5* e *8* foram selecionadas a partir da coleção completa da série do *Landsat* disponível na biblioteca *Google Earth Engine*. As bibliotecas correspondentes são "LANDSAT/LC08/C02/T1\_L2" e "LANDSAT/LC08/C02/T1\_L2" para os anos de 2011 e 2013 e do *Landsat 8* para os anos de 2015, 2017 e 2019. As imagens adquiridas foram processadas e corrigidas utilizando funções de máscara para nuvens, utilizando um percentual de cobertura menor que 60%. A partir dos dados das imagens adquiridas para área de estudo foram extraídas bandas de reflectância e índices de vegetação para cada ano (Tabela 2).

Foram excluídas da análise a banda 6 do satélite *Landsat 5/TM* e bandas 1, 8, 9, 10 e 11 do *Landsat 8/OLI* por não serem alvo de interesse do estudo.

Tabela 2: Índices de vegetação utilizados na área de estudo.

Índice de Vegetação	Fórmula
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$(\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED})$
Enhanced Vegetation Index (EVI)	$2.5 * (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + 6 * \text{RED} - 7.5 * \text{BLUE} + 1)$
Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI)	$(1 + L) * (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED} + L)$
Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI)	$(\text{NIR} - \text{GREEN}) / (\text{NIR} + \text{GREEN})$
Normalized Difference Water Index (NDWI)	$(\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})$ or $(\text{GREEN} - \text{NIR}) / (\text{GREEN} + \text{NIR})$
Normalized Difference Built-up Index (NDBI)	$(\text{SWIR} - \text{NIR}) / (\text{SWIR} + \text{NIR})$
Moisture Stress Index (MSI)	$\text{SWIR} / \text{NIR}$
Normalized Burn Ratio (NBR)	$(\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})$
Normalized Difference Snow Index (NDSI)	$(\text{GREEN} - \text{SWIR}) / (\text{GREEN} + \text{SWIR})$
Leaf Area Index (LAI)	$\text{Ln}((0.69 - \text{SAVI}) / 0,59) / 0,91$

Em que: NIR: Near-Infrared (Próximo do Infravermelho), RED: Red (Vermelho), GREEN: Green (Verde), BLUE: Blue (Azul), SWIR: Short-Wave Infrared (Infravermelho de Onda Curta), L: Fator de ajuste do solo para SAVI, que varia geralmente entre 0 (para cobertura vegetal densa) e 1 (para cobertura baixa) e neste trabalho foi utilizado o valor de 0,5.

### 3.4 METODOLOGIA EMPREGADA

A metodologia empregada compreende, de forma resumida, no fluxograma da Figura 7.

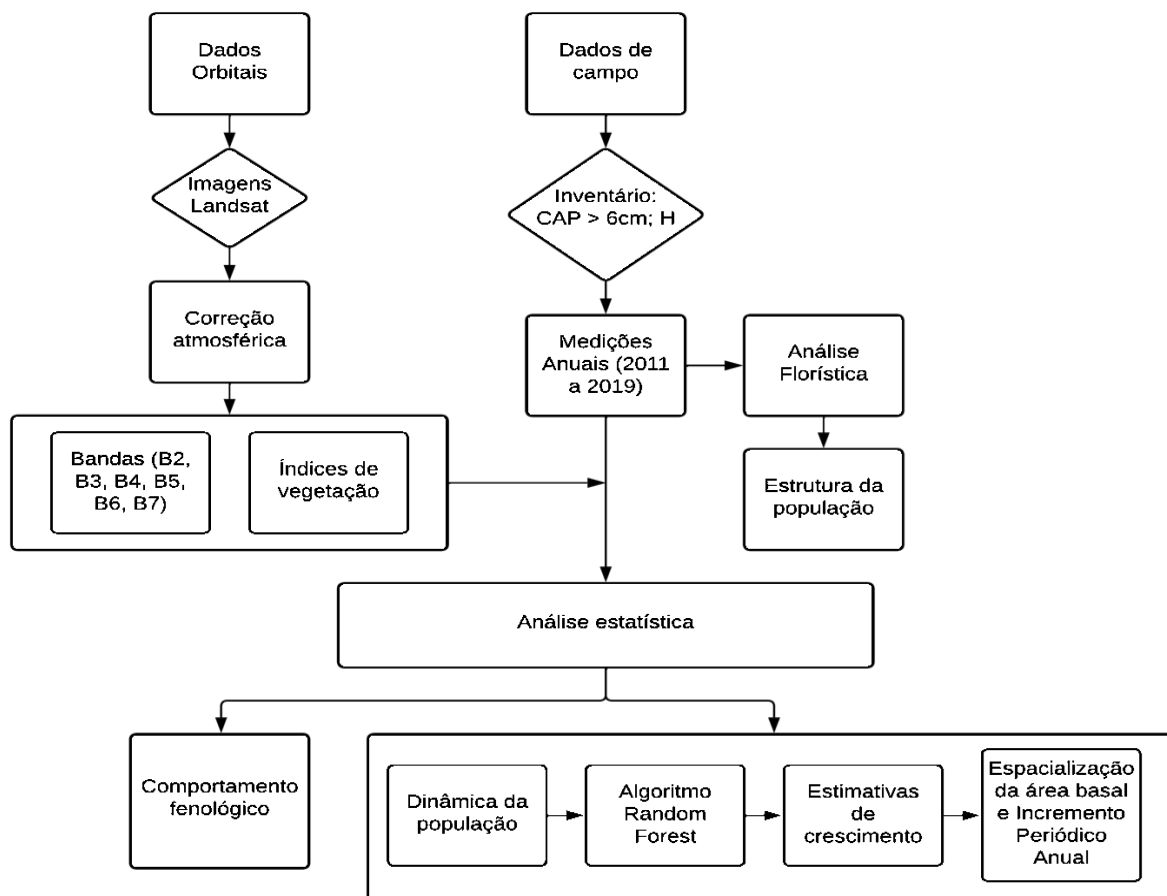


Figura 7 - Fluxograma aplicado na metodologia da pesquisa.

### 3.4.1 Análise florística

Para a análise florística foram selecionadas as espécies arbustivo-arbóreas de acordo com dados do primeiro inventário florestal, realizado a partir do ano de 2008, e dos anos 2011, 2013, 2015, 2017 e 2019.

Os parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal foram estimados em linguagem de programação R Studio (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019) de acordo com metodologia proposta por Mueller-Dombois; Ellemberg (1974) que considera: densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR) e valor de importância (VI). Para o cálculo da diversidade florística utilizou-se o índice de diversidade de Shanon-Wiener ( $H'$ ) e o índice de equabilidade de Pielou ( $J'$ ).



### 3.4.2 Dinâmica Florestal

As estimativas de crescimento foram obtidas por meio da metodologia de Ferreira *et al.* (2014) e os incrementos periódicos anuais calculados considerando como a razão entre os crescimentos; brutos e líquidos (incluindo e excluindo ingressos, respectivamente), e o intervalo entre ocasiões de mensuração de acordo com as Equações 1, 2, 3 e 4.

$$Cb_i = G_2 + M + MF + C + CF - G_1 \quad (1)$$

$$Cb = G_2 + M + MF + C + CF - GI - GF - G_1 \quad (2)$$

$$Cl_i = Cb_i - M + MF - G_1 \quad (3)$$

$$Cl = G_2 - GI + GF - G_1 \quad (4)$$

Em que:  $Cb_i$  = Crescimento bruto com ingressos;  $Cb$  = Crescimento bruto sem ingressos;  $Cl_i$  = Crescimento líquido com ingressos;  $Cl$  = Crescimento líquido sem ingressos ;  $G_2$  = área basal, em  $m^2 ha^{-1}$ , no inventário final, ou seja, no final do período de crescimento;  $G_1$  = Área basal, em  $m^2 ha^{-1}$ , no inventário inicial, ou seja, no início do período de crescimento;  $M$  = Área basal da mortalidade de indivíduos, em  $m^2 ha^{-1}$ ;  $MF$  = Área basal da mortalidade de fustes em indivíduos vivos, em  $m^2 ha^{-1}$ ;  $C$  = Área basal do corte de indivíduos (ingressos) em  $m^2 ha^{-1}$ ;  $CF$  = Área basal do corte de fustes (ingressos em indivíduos) em  $m^2 ha^{-1}$ ;  $GI$  = Área basal de ingressos de indivíduos, em  $m^2 ha^{-1}$  e  $GF$  = Área basal de ingressos de fustes em indivíduos, em  $m^2 ha^{-1}$ .

### 3.4.3 Análise dos dados orbitais

O processamento digital de imagens foi realizado no *software* QGIS (versão 3.10.4). Os valores de reflectância dos pixels foram extraídos por meio do *plugin Point Sample Tool*, no qual extrai os valores de reflectância que abrange a área de estudo.

Os dados de reflectância e índices de vegetação foram separados mensalmente (de acordo com a disponibilidade das imagens) e estações do ano (Primavera, Verão, Outono e Inverno).

Os dados foram organizados em uma planilha do Excel contendo as parcelas, coordenadas métricas, áreas basais, incrementos periódicos anuais e valores de reflectância das bandas dos satélites *Landsat 5* e *8* e os índices de vegetação para cada

ano e período.

#### 3.4.4 Modelagem com *Random Forest*

Para estimar a Área Basal (G) e o Incremento Periódico Anual (IPA) da área de estudo, empregou-se a técnica de *Random Forest*, implementada na biblioteca *Scikit-learn* em Python (PEDREGOSA *et al.*, 2011). Além dessa biblioteca foi utilizada também a *Pandas*, para análise de dados, *Scipy.stats* para obter a correlação de Spearman, *Matplotlib.pyplot* e *Seaborn* para geração dos gráficos e *Numpy* para cálculos com matrizes.

Cada modelo contou com 400 estimadores, equilibrando a precisão e a capacidade computacional. Os dados foram divididos em 70% para treinamento e 30% para validação, seguindo práticas comuns em modelagem preditiva (JAMES *et al.*, 2013).

A seleção de variáveis foi orientada pela correlação de *Spearman* (SPEARMAN, 1904). As métricas de desempenho do modelo incluíram o Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ), Erro Quadrático Médio (RMSE), que são robustas para avaliar a precisão de previsões (WILLMOTT; MATSUURA, 2005).

Em função da observação de tendência dos modelos do *Random Forest*, em consideração a complexidade da estrutura florestal de uma Floresta Tropical Seca, foi aplicado um fator de correção baseado tanto na área basal quanto no incremento periódico anual.

O fator de correção foi obtido da seguinte forma:

- a) Cálculo da Diferença de Estimação: Primeiramente, a diferença absoluta entre os valores reais e os valores estimados foi calculada e armazenada em uma nova coluna na planilha. Isso foi feito para quantificar o erro de estimação para cada observação.
- b) Classificação dos Dados: Em seguida, os dados reais foram classificados em faixas utilizando a função *Qcut*, que divide os dados em quantis. Assim, os dados foram segmentados em 6 classes de igual tamanho, e foi adicionada uma unidade para cada classe para evitar a indexação a partir de zero, resultando em classes numeradas de 1 a 6. Essas classes foram armazenadas em uma nova coluna.
- c) Cálculo do Fator de Correção: Para cada classe definida anteriormente, foi calculado um fator de correção médio baseado na diferença de estimação. Isso foi feito agrupando os dados por classe e obtendo a média da diferença para cada grupo. Esses fatores

representam o ajuste médio necessário para cada classe de valor encontrado tanto da área basal quanto do incremento periódico anual.

- d) Aplicação do Fator de Correção: O fator de correção foi então aplicado de forma a ajustar as previsões originais. Para cada observação, foi somado o respectivo fator de correção ao valor do estimado, resultando em uma nova coluna de previsões corrigidas.
- e) Reavaliação das Métricas: Com as previsões corrigidas foram recalculadas as métricas de avaliação do modelo como o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e a raiz do erro quadrático médio (RMSE).

#### 3.4.5 Geração de Mapas de Distribuição Espacial

Após a construção dos modelos de *Random Forest* para estimativa da área basal e do Incremento Periódico Anual (IPA), procedeu-se à geração de mapas de distribuição espacial. Utilizou-se a técnica de interpolação do inverso do quadrado da distância (*Inverse Distance Weighting* - IDW) por meio da biblioteca *Scipy.interpolate*, que atribui maior peso aos valores mais próximos da localização predita. Esta técnica é bem estabelecida para a interpolação espacial de variáveis ambientais (SHEPARD, 1968).

Os mapas foram criados utilizando os valores estimados e medidos das 40 parcelas. Para cada parcela, o valor de área basal e de IPA foi interpolado para os pontos de grade em todo o estudo da área utilizando o IDW, o que permite visualizar um contínuo espacial das variáveis de interesse. A precisão das estimativas interpoladas foi visualmente validada pela sobreposição dos erros de predição, ajudando a identificar áreas de maior incerteza.

#### 3.4.6 Comportamento fenológico da Caatinga utilizando o NDVI

A análise dos dados de NDVI foi realizada entre as diferentes estações do ano utilizando o teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* (KRUSKAL; WALLIS, 1952) devido à não normalidade dos dados, verificada pelo teste de *Shapiro-Wilk* (SHAPIRO.; WILK, 1965) e visualmente por meio de histogramas e gráficos Q-Q. Os valores de NDVI foram organizados em uma planilha do Excel contendo mês, estação do ano e ano.

Para identificar os pontos de mudança fenológica, foi realizado o teste de *Kruskal-Wallis* nos dados de NDVI ao longo dos meses do ano. Pontos críticos de mudança foram determinados com base na significância estatística ( $\alpha = 0,05$ ), e as fases fenológicas

cruciais, como máximo da maturidade, início da senescência, início da dormência e início da maturidade, foram identificadas e marcadas com linhas verticais no gráfico de boxplot.

Após a detecção de diferenças significativas pelo teste de *Kruskal-Wallis*, foi aplicado o teste de *Dunn* com correção de *Bonferroni* para realizar comparações múltiplas entre os meses. Esse teste permitiu identificar quais pares de meses apresentavam diferenças estatisticamente significativas nos valores de NDVI, fornecendo uma compreensão detalhada das mudanças fenológicas ao longo do ano. As diferenças significativas identificadas pelo teste de *Dunn* foram usadas para corroborar e detalhar a análise dos pontos de mudança fenológica (DUNN, 1964; O'BRIEN, 1979; DINNO, 2015).

#### 3.4.7 Decomposição da Série Temporal do NDVI

Para a decomposição da série temporal do NDVI, foi utilizado o método aditivo, permitindo a separação do NDVI em seus componentes de tendência, sazonalidade e resíduo. Os dados de NDVI foram organizados em uma série temporal, e a decomposição foi realizada utilizando a biblioteca *statsmodels* do Python. A série temporal foi decomposta nos seguintes componentes:

Tendência: Captura as variações de longo prazo no NDVI, indicando se há uma tendência geral de aumento ou diminuição.

Sazonalidade: Captura as variações periódicas e sazonais, refletindo as mudanças anuais no NDVI.

Resíduo: Captura as flutuações não explicadas pela tendência ou sazonalidade, podendo representar eventos extremos ou anomalias.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 INVENTÁRIO FLORESTAL

#### 4.1.1 Composição Florística

De acordo com os inventários realizados foram observadas 22 espécies, distribuídas em 21 gêneros, pertencendo a 9 famílias botânicas. No decorrer dos anos de estudo foi possível observar uma constância dessas famílias e espécies. No ano de

2013 foi verificado um decréscimo de espécies. Este decréscimo no número de plantas está, possivelmente, atrelado às condições climáticas adversas, como secas severas ocorridas em 2012 e 2015.

Quando se analisa o uso e comportamento das espécies da caatinga, em sua maioria, estuda-se todos os indivíduos de determinada espécie igualmente, ocorrendo uma generalização (QUEIROZ, *et al.*, 2019), não considerando a variabilidade entre as espécies.

Na área estudada foi possível observar as famílias Fabaceae (8 espécies), Euphorbiaceae (6 espécies) e Anacardiaceae (2 espécies) como as mais abundantes, as demais famílias encontradas apresentaram apenas uma espécie. Essa distribuição é corroborada por estudos onde as famílias Fabaceae e Euphorbiaceae apresentam uma larga distribuição de espécies, com destaque para as regiões tropicais do mundo, com ênfase nas Américas e continente africano, e com baixa ocorrência nas regiões temperadas (ALVES JUNIOR *et al.*, 2014). (Figura 8).

As espécies representantes da família Fabaceae possuem um atributo ecológico importante, com vários de seus exemplares apresentando uma simbiose com bactérias do gênero *Rhizobium*, o que possibilita a fixação biológica do nitrogênio presente na atmosfera, conferindo assim uma vantagem em relação às demais em condições de solos com baixa fertilidade (COSTA *et al.*, 2016) e sendo a família mais representativa da Caatinga (COSTA JÚNIOR, 2021).

A figura 8 representa uma nuvem de palavras que destaca as famílias botânicas mais predominantes, com ênfase em Fabaceae, Euphorbiaceae e Anacardiaceae. A dimensão das palavras reflete a frequência relativa de cada família, indicando que as três famílias mencionadas são as mais abundantes na área de estudo.

A variação no número de espécies para diferentes famílias botânicas ao longo dos anos, de 2008 a 2019 é representada pela Figura 9. Observa-se que a família Fabaceae mantém uma diversidade de espécies relativamente alta ao longo do período analisado, enquanto outras famílias como Euphorbiaceae e Anacardiaceae apresentam flutuações na diversidade de espécies.



Figura 8 - Nuvem de palavras representando a quantidade média de espécies por família ao longo dos anos na área de estudo.

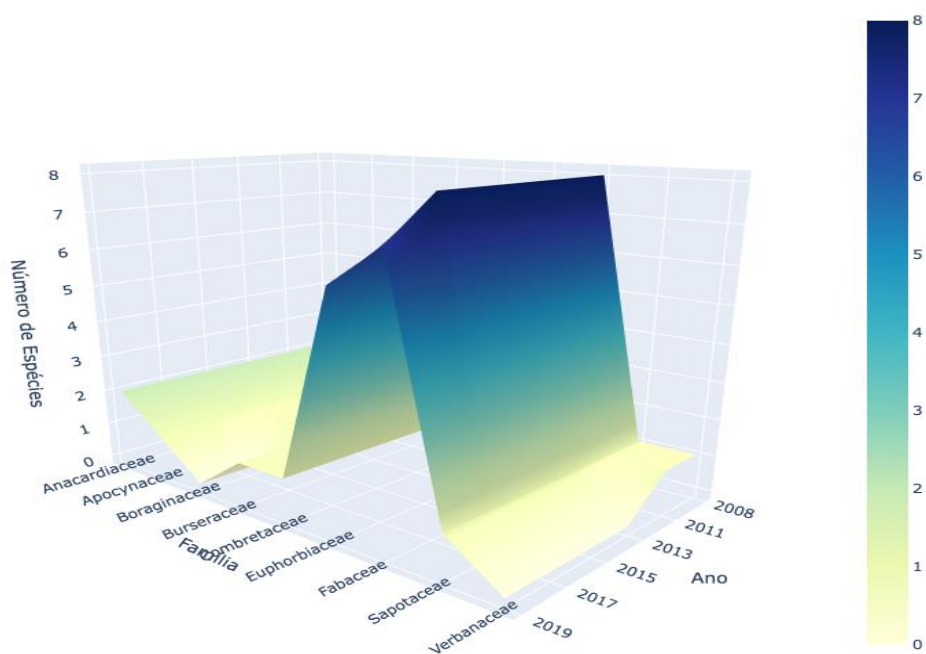


Figura 9 - Gráfico 3D mostrando o número de espécies por família ao longo dos anos.

Dentre as espécies encontradas, apenas uma teve ocorrência em mais de 50% das parcelas amostradas. A Catingueira (*C. bracteosum* (Tul.) E. Gagnon e G.P Lewis) ocorreu em mais de 60% das parcelas, enquanto as demais juntas representaram cerca de 40% da totalidade das parcelas do estudo, com destaque para Jurema-vermelha (*Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth) representando cerca de 15% das parcelas.

Os dados obtidos permitiram observar que, apesar de figurar como a principal espécie, a presença da Catingueira se deu de modo concentrado em um número expressivo de parcelas, como se verifica em áreas de Caatinga, com distribuição agregada ou em mosaicos ao longo da paisagem (MELO, 2016).

A temperatura média do ar juntamente com a precipitação são um dos principais fatores climáticos que interferem no crescimento e desenvolvimento de determinada vegetação, podendo interferir positiva ou negativamente no crescimento (TAIZ *et al.*, 2017). Outros fatores como umidade e radiação solar, podem interferir diretamente no crescimento das espécies.

#### 4.1.2. Diversidade Florística

Na área estudada, foram verificados valores médios decrescentes ao longo do tempo pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener. No ano de 2008 foi encontrado um índice de 1,61 nats ind<sup>-1</sup> e entre os anos estudados foram observados o declínio na composição florística (Figura 10). Estes resultados são comprovados ao comparar as pesquisas apresentadas por Alves Junior *et al.*, (2013) e Melo (2016), com 1,91 nats ind<sup>-1</sup> na mesma área de pesquisa, evidenciando o decréscimo da diversidade no decorrer do tempo.

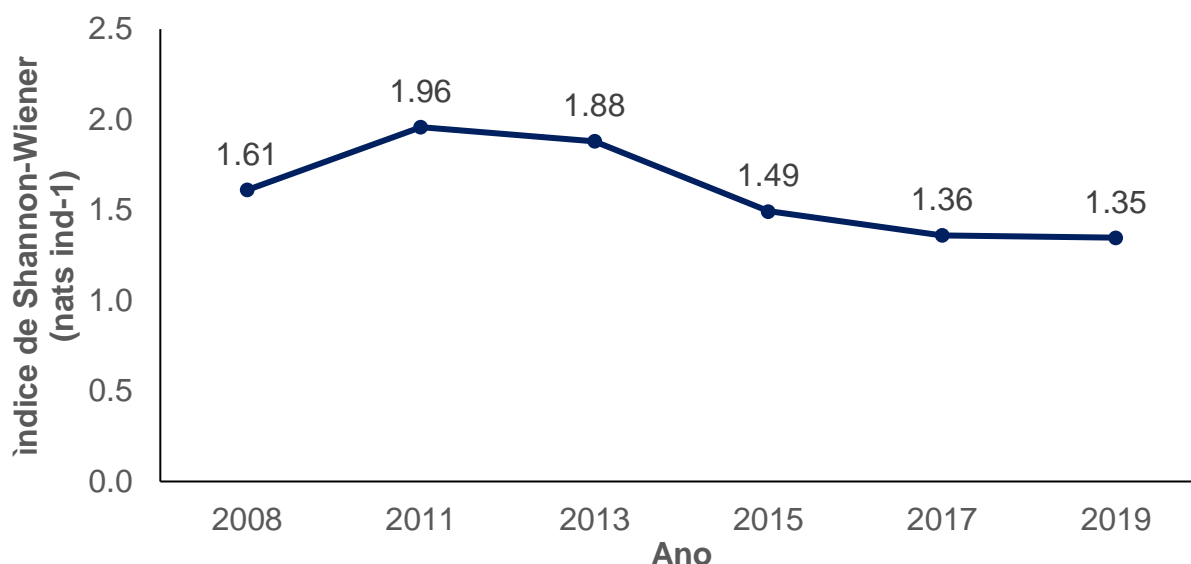


Figura 10 - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') na área estudada por ano, Floresta-PE.

Existem diversos estudos na região da Caatinga que abordam e quantificam o nível de diversidade de espécies florestais (MARANGON *et al.*, 2013; FERRAZ *et al.*, 2014; COSTA JÚNIOR, 2021). Para efeito de comparação podemos citar os estudos de Rodal (2002), que em uma área de caatinga no Piauí obtiveram um valor de 3,0 nats ind<sup>-1</sup>, outro valor intermediário de 2,54 nats ind<sup>-1</sup> foi encontrado por Guedes *et al.* (2012). Estes valores corroboram com Calixto Junior e Drumond (2011), que citam valores semelhantes sendo encontrados em áreas antropizadas.

Especificamente na Caatinga, o índice de diversidade (H') varia em média de 1,5 a 3,0 nats ind<sup>-1</sup>. Importante salientar que este índice é considerado como uma das métricas para fornecer informações para a avaliação do estado de conservação de determinada área (LELLI *et al.*, 2019).

#### 4.1.3 Fitossociologia

No estudo realizado, identificou-se que as espécies *C. bracteosum*, e *J. molíssima* (Pohl.) Baill, possuíam os mais elevados valores de importância (VI). Essa constatação está alinhada com diversas pesquisas que também ressaltam a relevância do VI na compreensão e no diagnóstico da dinâmica fitossociológica em fragmentos da Caatinga, como demonstrado em estudos de Santos *et al.* (2011), Sabino, Cunha e Santana (2016), Silva (2017), Medeiros *et al.* (2018), Lima *et al.* (2018). Essa relação também se observou no presente estudo, onde as duas espécies de maior VI (Figura 11) se mostraram consistentes com os achados de estudos anteriores. Porém, é igualmente crucial analisar as espécies com menores VI. Compreender o desenvolvimento destas espécies com esses menores índices pode oferecer insights sobre as razões da sua menor sobrevivência e o impacto potencial delas na sucessão ecológica da comunidade, como observado nas espécies.



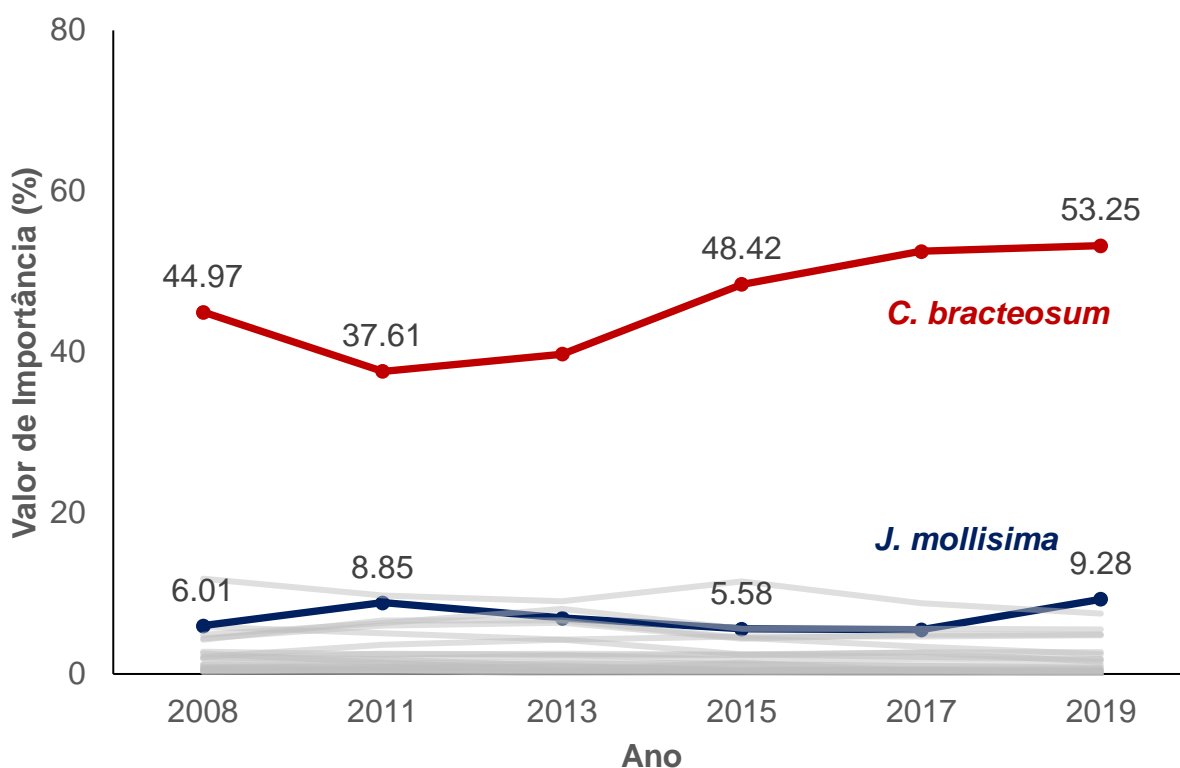


Figura 11 – Índice de valor de importância na área estudada por ano destacando as principais espécies, Floresta-PE.

Observou-se um aumento no número de novos indivíduos das espécies estudadas, refletindo em um crescimento nos valores de importância (VI), especialmente entre os anos de 2011 e 2013. Este aumento pode ser atribuído à introdução de novos indivíduos no ambiente de estudo.

No entanto, no período subsequente de 2013 a 2015, houve uma redução nesses valores. Tal declínio é, provavelmente, resultado das condições de estiagem que afetaram a região nesse intervalo de tempo (MARENGO *et al.*, 2016). Este fenômeno destaca a sensibilidade das espécies às variações climáticas e ambientais, especialmente em termos de disponibilidade hídrica, que é um fator crítico em ecossistemas como o da Caatinga.

A *C. bracteosum* se destacou por apresentar o maior VI em todos os períodos avaliados, como demonstrado na Figura 11. Esta espécie possui características típicas de plantas pioneiras, apesar da ausência de uma classificação exata para grupos

sucessionais na Caatinga. Caracteriza-se pela sua elevada produção de sementes, copas amplas e rápido crescimento em áreas abertas, características estas que são frequentemente associadas às leguminosas da família Fabaceae (LORENZI, 1992). Conforme destacado por Freitas *et al.*, (2010), as espécies dessa família tendem a se estabelecer com sucesso em áreas perturbadas, devido à sua Capacidade de regular a temperatura e manter o equilíbrio hídrico, propriedades atribuídas à morfologia da parte aérea da planta. Estas características facilitam a adaptação às condições locais e resultam em uma abundância maior da espécie em comparação com outras. Tais vantagens ecológicas da *C. bracteosum* explicam sua predominância em termos de VI ao longo dos diferentes períodos analisados, ressaltando a sua importância ecológica e a necessidade de compreender melhor os fatores que contribuem para o seu sucesso na região da Caatinga.

A avaliação da dinâmica das espécies em intervalos quadrienais apresenta desafios significativos, particularmente na determinação precisa do momento em que as espécies são consideradas mortas. Apesar desses desafios, Barreto *et al.* (2020) notaram que, dentro de um período de quatro anos, ocorrem alterações consideráveis e relevantes na dinâmica da comunidade florestal. Este achado sugere que, mesmo com as limitações de um intervalo de tempo mais extenso, ainda é possível observar e interpretar mudanças significativas na estrutura e na composição da comunidade florestal, enfatizando a importância de estudos contínuos para compreender plenamente a evolução desses ecossistemas.

Diversas espécies nativas da Caatinga demonstram sensibilidade acentuada às variações na umidade do solo, preferindo solos que são não apenas férteis, mas também ricos em água subterrânea. Contudo, muitas áreas dentro do bioma da Caatinga são caracterizadas por altas temperaturas e uma notável escassez de chuvas. Essas condições adversas podem levar à ausência de um ambiente favorável para o crescimento destas espécies, impactando negativamente tanto no seu desenvolvimento quanto na produtividade vegetal. A falta de água e nutrientes no solo, conforme discutido em estudos, pode resultar em uma perda significativa de nutrientes, afetando a saúde e a vitalidade do ecossistema da Caatinga (MAHAJAN; TUTEJA, 2005; TROVÃO, 2007)

As preferências específicas e os fatores ambientais mencionados anteriormente tiveram um papel significativo na redução da densidade populacional de várias espécies, assim como na sua eventual diminuição nas parcelas do levantamento. Este fenômeno também afetou os índices de frequência e dominância por unidade amostral (Figuras 12 e 13). Tais mudanças repercutiram diretamente nos resultados dos valores de importância (VI), que se mostraram mais baixos entre as espécies das comunidades analisadas nas áreas estudadas. Essa diminuição nos Vis reflete a sensibilidade destas espécies às condições do habitat, sublinhando a interconexão entre os fatores ambientais e a saúde e a estabilidade das populações vegetais nestas comunidades. A compreensão desses impactos é crucial para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo sustentável nessas áreas.

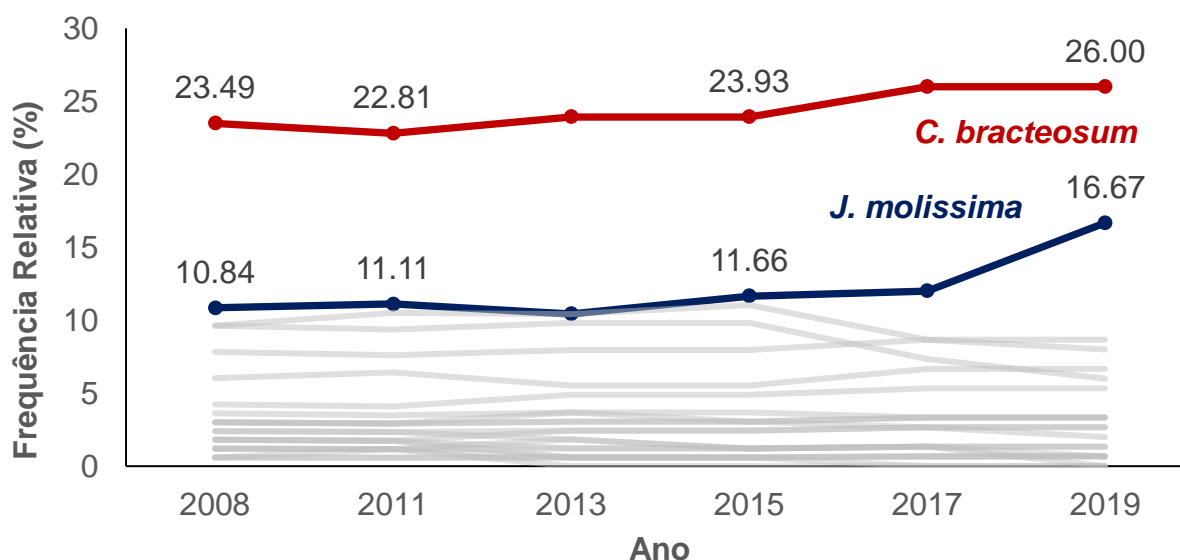


Figura 12 – Frequência relativa na área estudada por ano destacando as principais espécies, Floresta-PE.

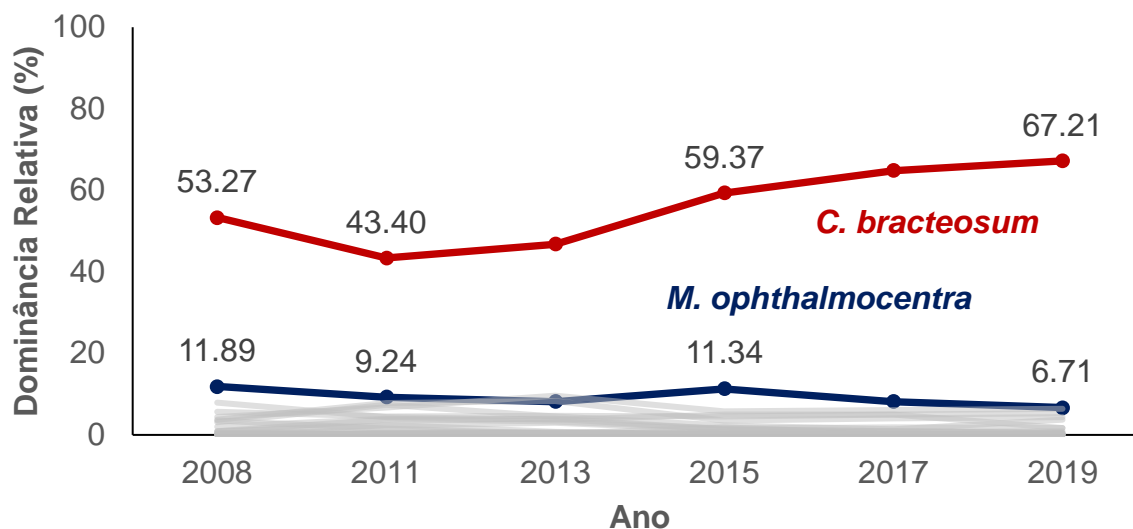


Figura 13 – Dominância relativa na área estudada por destacando as principais espécies, Floresta-PE.

Estudos adicionais realizados na mesma área, porém em intervalos e anos diferentes, corroboram essa tendência de decréscimo nos indicadores ecológicos, como a densidade relativa total, a frequência relativa e a dominância relativa. Trabalhos de pesquisa como os de Dalla Lana (2017) e Silva (2018) realizados na mesma área do presente estudo, também observaram padrões similares, evidenciando uma redução consistente nesses parâmetros. Esses estudos reforçam a noção de que a dinâmica populacional e a estrutura comunitária das espécies da Caatinga estão passando por mudanças significativas ao longo do tempo. A convergência desses resultados em pesquisas distintas destaca a necessidade de monitoramento contínuo e ações efetivas de manejo ambiental para mitigar os impactos negativos e promover a sustentabilidade das espécies e ecossistemas na região.

Analisando a densidade populacional em intervalos bienais, constatou-se um acréscimo na quantidade de indivíduos no primeiro período, resultando em um aumento na densidade absoluta (DA) inicial. Contudo, nos períodos subsequentes, observou-se uma mortalidade significativa de indivíduos, o que impactou negativamente na DA de cada ciclo (Figura 14). Esses dados evidenciam alterações significativas na composição e na dinâmica populacional dessas espécies ao longo do tempo, ressaltando a

necessidade de investigações mais profundas sobre os fatores que influenciam tais mudanças.

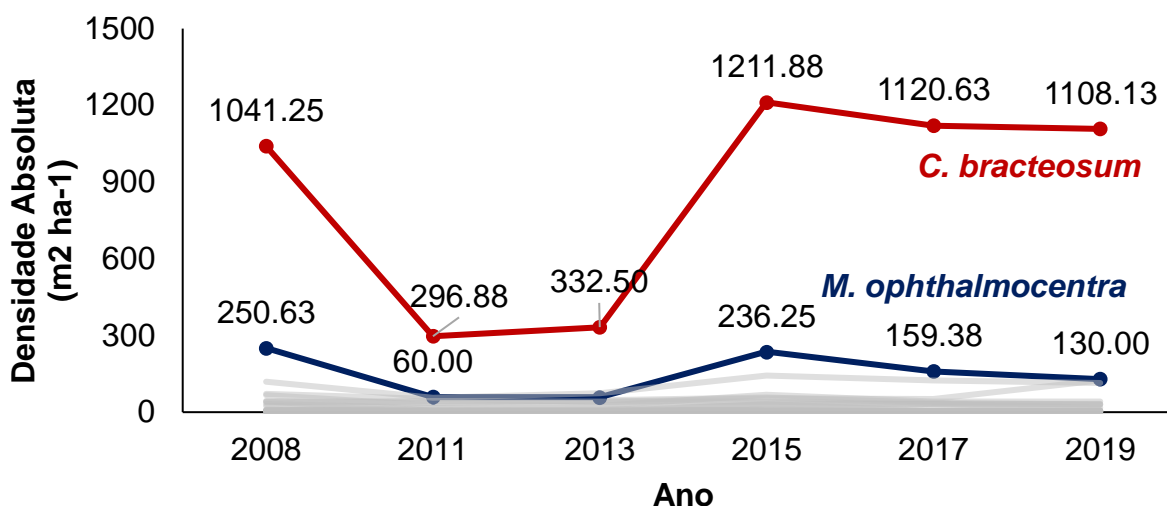


Figura 14 – Densidade absoluta na área estudada por ano destacando as principais espécies, Floresta-PE.

Durante os períodos de 2013-2015 e 2015-2017, observou-se uma diminuição acentuada na densidade populacional das espécies estudadas. Este declínio coincide com um dos períodos mais críticos do fenômeno *El Niño* na região, que se caracterizou por sua intensidade de moderada a forte. Marengo *et al.* (2018) relatam que a seca na área começou em 2010, intensificou-se em 2012 e alcançou um pico de gravidade em 2015, classificando-se como uma das secas mais prolongadas e severas já registradas.

Entre 2017 e 2019, embora a redução na densidade populacional não tenha sido tão drástica, o período ainda manteve uma intensidade moderada de *El Niño*. Essa correlação temporal sugere uma influência direta desses eventos climáticos extremos na saúde e na sustentabilidade das populações vegetais na região, destacando a importância de considerar tais fenômenos no planejamento de estratégias de conservação e manejo sustentável.

## 4.2 DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ESTUDADA

### 4.2.1 Dinâmica do crescimento em área basal

A análise dos dados entre 2011 e 2019 revela que a mortalidade total na área excedeu o ingresso de fustes e indivíduos (Figuras 15 e 16). Este desequilíbrio resultou

em uma taxa de crescimento líquido negativa, evidenciando a luta pela sobrevivência enfrentada por diversas espécies e árvores individuais nesse intervalo. Interessantemente, este período está alinhado com uma seca severa registrada no Nordeste do Brasil, que se estendeu de 2010 a 2016 (MARENGO *et al.*, 2016), corroborado por Melo *et al.* (2019), que períodos de déficit hídrico podem influenciar negativamente os processos vitais das plantas, levando a uma taxa reduzida de crescimento e aumentando a incidência de mortalidade vegetal.

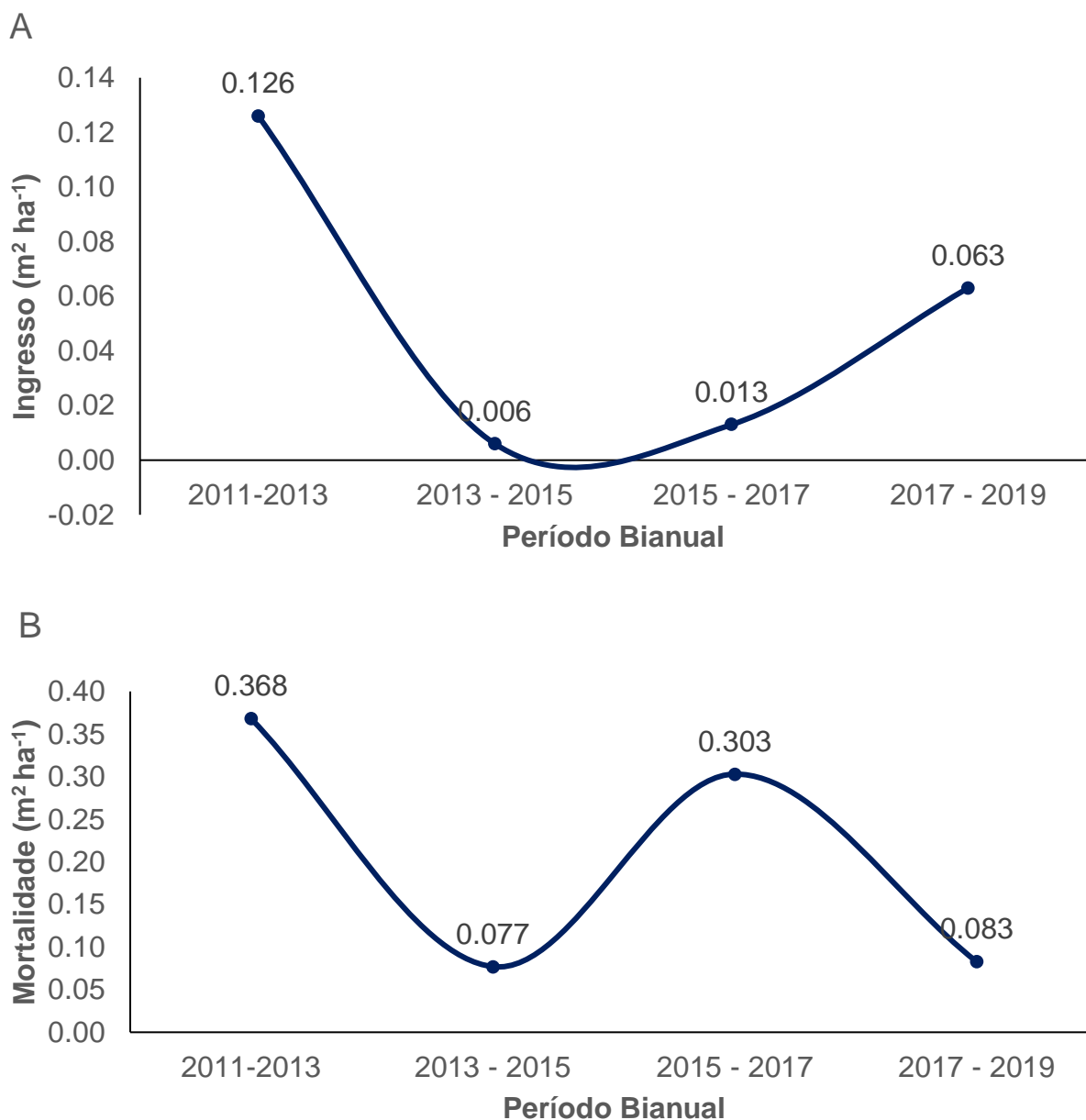


Figura 15 – Ingresso (A) e mortalidade (B) de indivíduos por períodos, Floresta-PE.

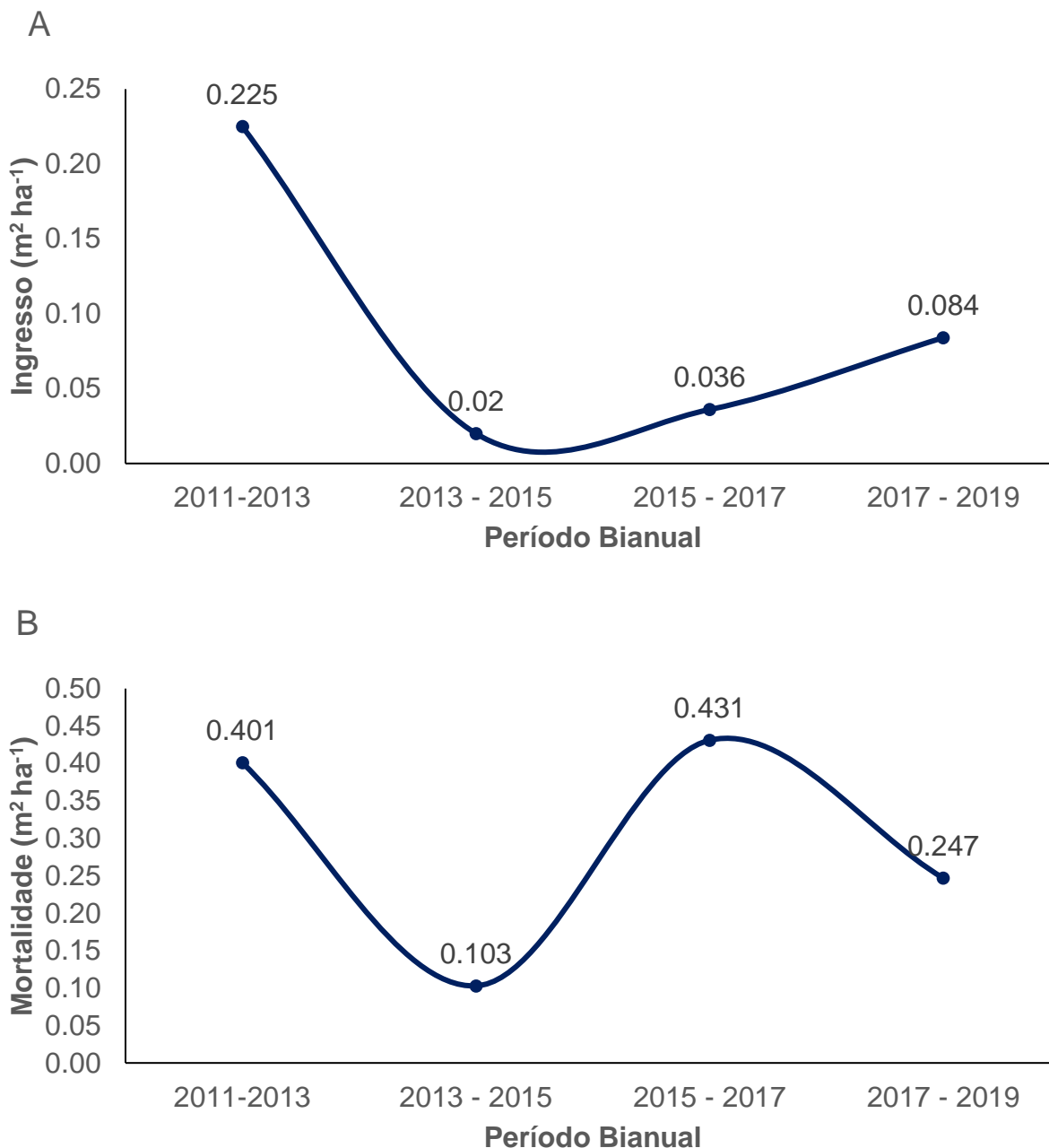


Figura 16 – Ingresso (A) e mortalidade (B) de fustes por períodos, Floresta-PE.

O estudo dos períodos bianuais revelou que o incremento máximo da área basal foi registrado no último intervalo analisado, alcançando  $2,844 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$  (Figura 17). Esse crescimento pode ser atribuído à redução na mortalidade dos indivíduos e ao simultâneo aumento na mortalidade dos fustes menores. Esse padrão sugere uma estratégia adaptativa das espécies da Caatinga, na qual há uma alocação seletiva de recursos,

como nutrientes e água, favorecendo os fustes de maior diâmetro. Esse mecanismo de seleção natural, conhecido como autodesbaste, contribui para a otimização do uso dos recursos disponíveis, promovendo a sobrevivência e o crescimento dos fustes mais robustos.

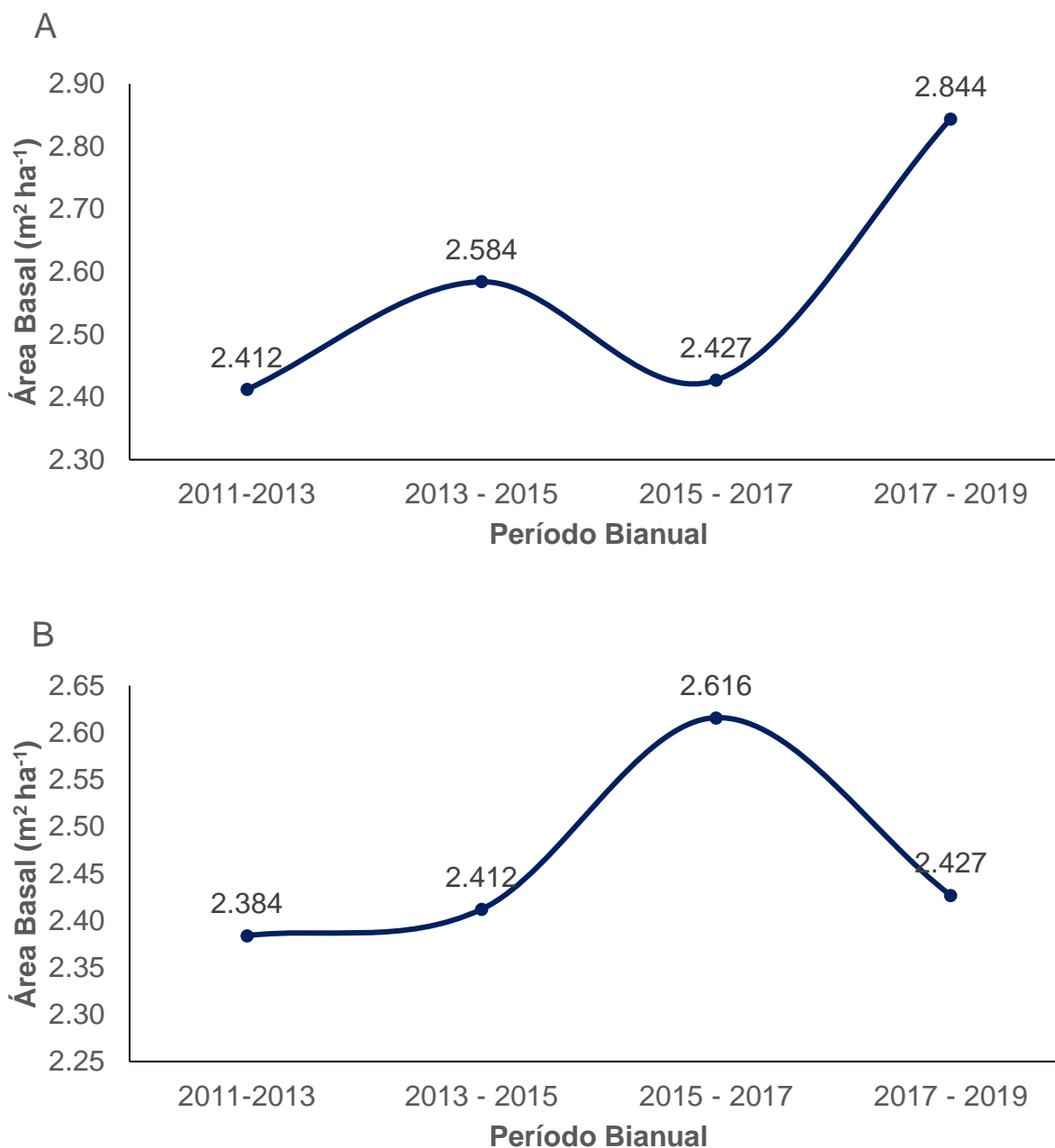


Figura 17 – Área basal de fustes (A) e indivíduos (B) por período bianual, Floresta-PE.

No biênio 2011-2013, algumas espécies exibiram crescimento líquido notável em área basal (Figura 14 – B). Dentre elas, *C. bracteosum* liderou com um incremento de



fustes de  $0,179 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ . Por outro lado, *Cnidoscolus phyllacanthus* Pax e Hoffm. E *Mimosa ophthalmocentra* Mart. Ex Benth., apresentaram crescimentos marginais, registrando  $0,055$  e  $0,000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , respectivamente (Figura 18). Esses valores são consideravelmente inferiores aos das espécies anteriormente mencionadas. Adicionalmente, *Lippia origanoides* Kunth, foi observada com uma taxa de mortalidade de 100%, destacando-se por sua total ausência de crescimento no período estudado.

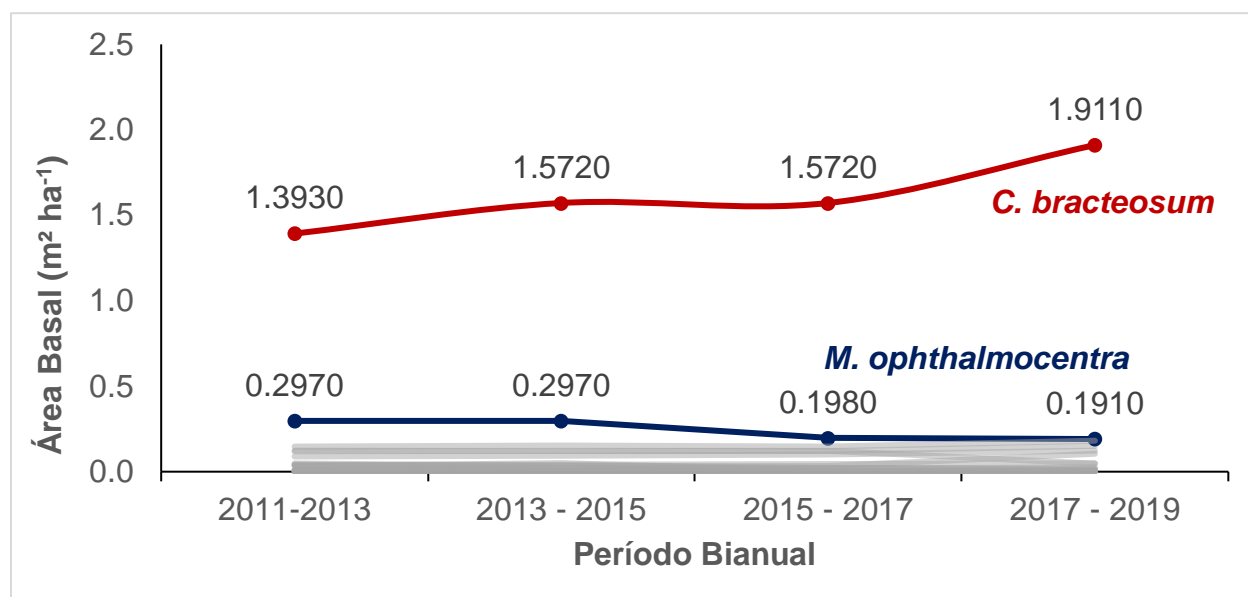


Figura 18 - Crescimento e incremento em área basal de fustes por período bianual, Floresta-PE.

Entre 2013 e 2015, observou-se uma diminuição significativa na mortalidade de *C. bracteosum*, caindo para cerca de 3% nos indivíduos e 14% nos fustes, uma queda expressiva em comparação com o período de 2011 a 2013, que registrou taxas de mortalidade em torno de 28% (Figura 19). Lima *et al.* (2018), destacaram a habilidade desta espécie em colonizar áreas e sua eficiente capacidade de rebrota, especialmente em zonas que estão se regenerando. Além disso, foi notado que, das 21 espécies analisadas neste segundo período, nove não sofreram perdas por mortalidade. No entanto, 14 espécies não tiveram registros de novos indivíduos ou fustes, e seis não exibiram sinais de recrutamento ou mortalidade. Ademais, o índice total de mortalidade neste período foi menor do que o observado no intervalo anterior.

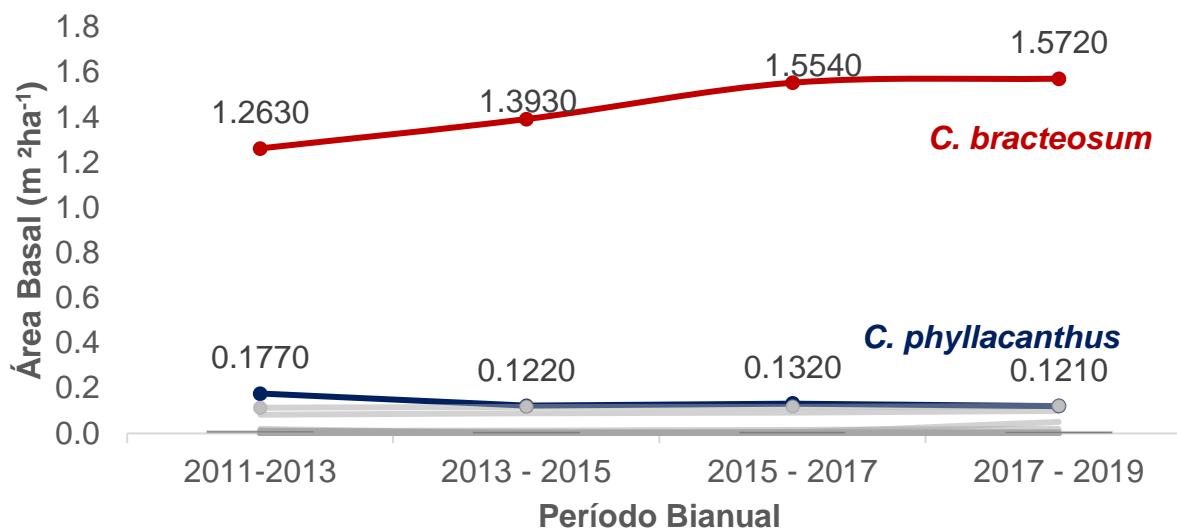


Figura 19 - Crescimento em área basal de indivíduos por período bianual, Floresta-PE.

A expansão da área basal dos indivíduos é evidente nos intervalos bienais estudados. Especificamente, houve um acréscimo na área basal final da *C.bracteosum*. Entretanto, para a *C. phyllacanthus*, apresentou um decréscimo nos valores da área basal.

A trajetória de crescimento da vegetação ao longo dos períodos estudados é condicionada por uma combinação de elementos, abrangendo a limitação de água, condições ambientais desfavoráveis e intervenções humanas. Durante o intervalo de 2013 a 2015, *C. bracteosum* manteve-se como a espécie de maior destaque em termos de área basal, superando *M. ophthalmocentra* e *J. mollissima*. Por outro lado, *C. phyllacanthus*, apesar de ter registrado o segundo maior crescimento no primeiro período, sofreu uma redução significativa em relação ao intervalo anterior. Tal declínio pode ser atribuído tanto à elevada taxa de mortalidade de seus indivíduos entre 2011 e 2013 quanto ao baixo número de indivíduos recém-estabelecidos, a despeito do aumento registrado em sua área basal.

A maior mortalidade em relação ao recrutamento de novos indivíduos resultou em um crescimento líquido negativo para várias espécies no período de 2011 a 2019. Este fenômeno reflete os desafios enfrentados por essas espécies em se desenvolverem em suas áreas designadas, visto que a baixa taxa de recrutamento impacta significativamente a dinâmica da comunidade local (Figura 20). Pimentel (2012) e Costa

Júnior (2021) ressaltam que as dinâmicas populacionais variam consideravelmente entre diferentes espécies; enquanto algumas populações apresentam respostas positivas às condições ambientais, outras exibem respostas negativas. Este padrão destaca a complexidade e a variabilidade inerentes às dinâmicas ecológicas em diferentes contextos.

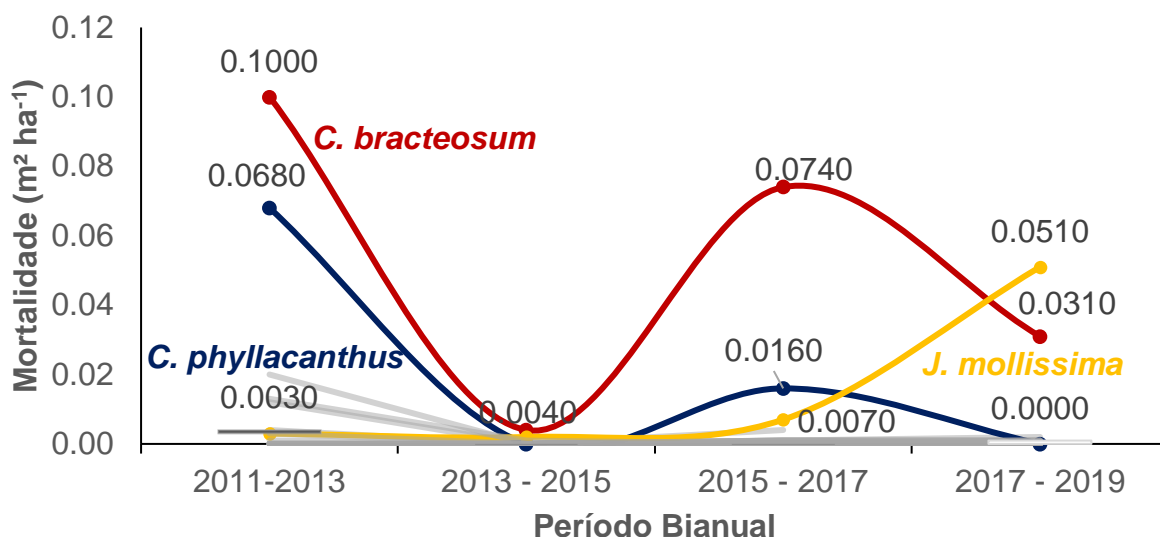


Figura 20 - Mortalidade de indivíduos por período destacando as principais espécies, Floresta-PE.

Ao analisar o gênero *Cenostigma*, Figueirôa *et al.* (2008) observaram que as espécies deste gênero demonstram uma notável resiliência, sendo Cazes de sobreviver após cortes rasos. Esta capacidade de recuperação ocorre independentemente das variações sazonais e se manifesta em um período temporal estendido, ultrapassando um ano. Este achado sublinha a adaptabilidade e a tenacidade das espécies de *Cenostigma*, destacando a sua importância no ecossistema e na recuperação de áreas perturbadas.

Dado o contexto do semiárido, uma região frequentemente afetada por intensos períodos de seca, a vegetação local pode sofrer redução no número de indivíduos, levando a um aumento na taxa de mortalidade (Figura 21). Este cenário pode culminar em um crescimento líquido negativo das populações, conforme indicado por Worbes (1999). A vulnerabilidade da flora do semiárido a tais condições climáticas extremas reflete os desafios que esses ecossistemas enfrentam para manter sua integridade e biodiversidade.

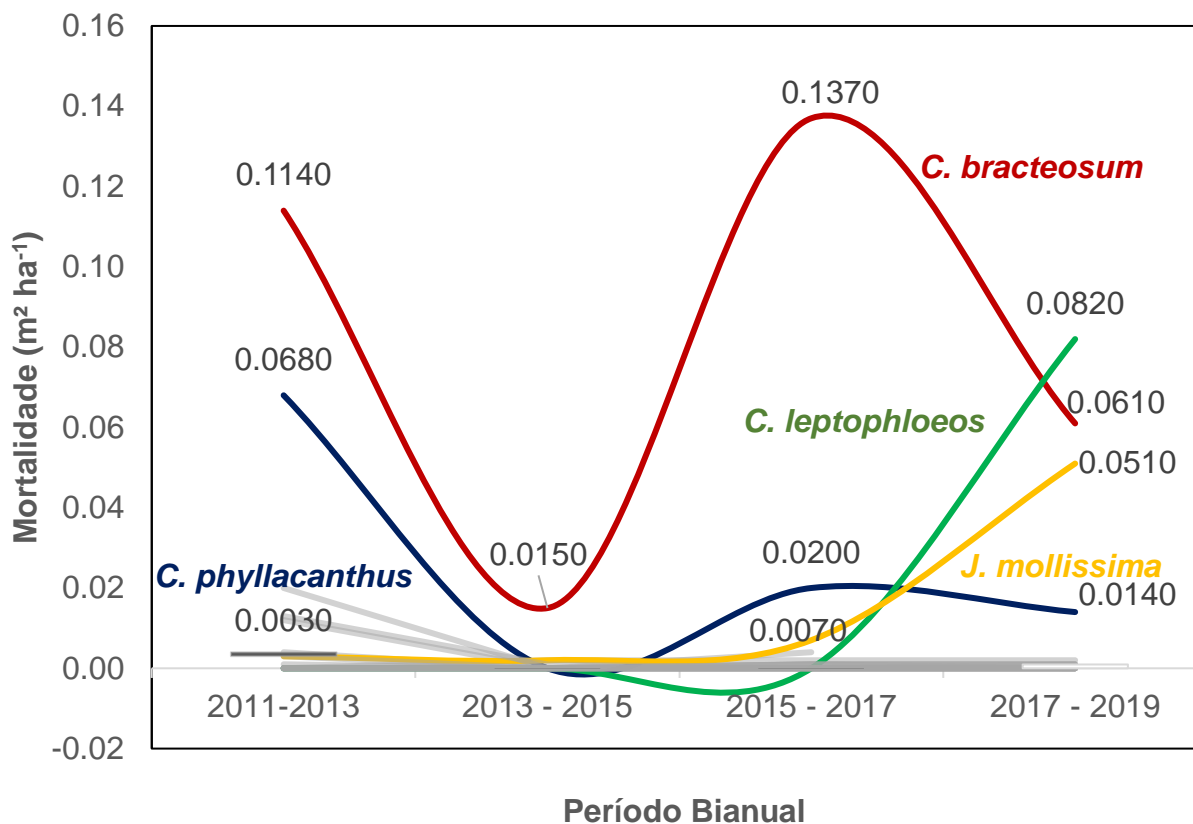


Figura 21 - Mortalidade de fustes entre os anos 2011 à 2019 destacando as principais espécies.

Ao longo do desenvolvimento da comunidade vegetal, notou-se uma tendência de declínio no número de indivíduos à medida que envelhecem e se tornam senescentes. Em contraste, observa-se uma predominância de uma estrutura populacional jovem, indicando um processo de evolução contínua. Scolforo *et al.* (2015) destacaram que a alta densidade de indivíduos nas classes menores de diâmetro tende a contribuir para o crescimento das classes de diâmetro maiores em períodos futuros, um fenômeno crucial para a dinâmica sustentada da vegetação. No entanto, ressalta-se a necessidade de cautela em relação a possíveis perturbações, sejam elas de origem natural ou antrópica, pois podem impactar significativamente essa dinâmica.

A predominância de fustes sobre o número total de indivíduos pode ser atribuída a um mecanismo adaptativo de sobrevivência da espécie, onde a bifurcação é uma característica comum entre os espécimes. Costa Junior (2022), ao analisar a morfologia de *C. pyramidalis*, identificou que essa bifurcação pode ser uma estratégia adaptativa da

planta para enfrentar a escassez de água, especialmente notável durante sua fase juvenil. À medida que as plantas atingem a maturidade, observa-se uma tendência à redução dessas bifurcações, indicando uma adaptação contínua ao longo do seu ciclo de vida.

Em um estudo conduzido no bioma do Cerrado brasileiro, Bucci *et al.* (2004) evidenciaram que a densidade do material lenhoso exerce influência significativa na translocação da água dentro da planta. As plantas jovens, caracterizadas por uma densidade lenhosa menor, facilitam o transporte de água, contribuindo para o desenvolvimento de novos fustes. No entanto, com o aumento da densidade lenhosa e em condições de altas temperaturas, a eficiência do transporte hídrico se reduz, limitando a disponibilidade de água para certas ramificações. Esse processo resulta em uma desrama natural, onde os ramos menos supridos são eliminados, otimizando assim a distribuição de recursos hídricos dentro da planta.

#### 4.2.2 Estimativa da dinâmica em área basal utilizando dados Orbitais e *Random Forest*

Por meio da seleção das variáveis pelo critério de correlação de *Spearman* foi possível estabelecer uma redução no número de variáveis explicativas para construção do modelo. Das 17 variáveis espectrais e de índices de vegetação, ficaram 13 variáveis apresentando correlação significativa (Tabela 3).

Tabela 3: Variáveis utilizadas e valores de correlação de *Spearman*

<b>Variáveis</b>	<b>Correlação</b>	<b>P-Valor</b>
GNDVI	0,197945	0,004959
NBR	0,178573	0,011408
SAVI	0,170443	0,015822
EVI	0,167211	0,017953
NDWI	0,156728	0,026672
NDBI	-0,156728	0,026672

Continua...

Tabela 3: Continuação...

Variáveis	Correlação	P-Valor
MSI	-0,156728	0,026672
Banda 7	-0,213602	0,002390
Banda 3	-0,218739	0,001859
NDSI	-0,263705	0,000161
Banda 1	-0,274898	0,000082
Banda 2	-0,292401	0,000027
Banda 4	-0,303209	0,000013

Em que: GNDVI= Green Normalized Difference Vegetation; NBR= Normalized Burn Ratio SAVI= Soil Adjusted Vegetation Index; EVI= Enhanced Vegetation Index; NDWI= Normalized Difference Water Index; NDBI= Normalized Difference Built-up Index; MSI= Multispectral Index; NDSI= Normalizes Difference Snow Index.

O índice GNDVI mostrou uma correlação positiva moderada ( $r = 0,197945$ ) com a área basal. Esse índice é conhecido por sua eficácia em capturar a vitalidade da vegetação e pode ser particularmente sensível às variações na biomassa das folhas e na eficiência fotossintética.

O NBR ( $r = 0,178573$ ) e o SAVI ( $r = 0,170443$ ) também se correlacionaram positivamente com a área basal. O SAVI é projetado para minimizar o efeito do solo ao medir a cobertura vegetal, o que pode ser útil em áreas com cobertura vegetal esparsa, como florestas tropicais secas. Este resultado está alinhado com estudos anteriores que utilizaram o SAVI para estimar a biomassa acima do solo (LUZ *et al.*, 2022).

O EVI ( $r = 0,167211$ ) e o NDWI ( $r = 0,156728$ ) exibiram correlações positivas ligeiramente mais baixas, mas ainda significativas. O EVI é um índice projetado para otimizar a detecção de vegetação em áreas de alta biomassa, o que pode explicar sua correlação positiva com a área basal.

Curiosamente, o NDSI, um índice geralmente associado à detecção de neve, mostrou a correlação negativa mais forte ( $r = -0,263705$ ). Isso pode ser inesperado, já que o NDSI não é tradicionalmente usado para avaliar características da vegetação. No entanto, o uso de bandas espectrais específicas nesse índice, como a banda do SWIR,

pode inadvertidamente capturar informações relevantes sobre a estrutura da vegetação ou o conteúdo de água, que estão relacionados à área basal.

As bandas do *Landsat*, especialmente a banda 7 (SWIR), banda 3, banda 1 e banda 2, mostraram correlações negativas com a área basal, com a banda 4 ( $r = -0,303209$ ) apresentando a correlação mais forte. Estudos anteriores corroboram a relevância do SWIR e outras bandas espectrais em avaliar características estruturais da floresta, incluindo a área basal (KUUSINEN *et al.*, 2015).

Além disso, a análise de textura da imagem, que não é representada na tabela, mas é mencionada na literatura, também pode contribuir significativamente para a modelagem de variáveis florestais, incluindo a área basal (KAYATAKIRE, 2006).

Embora haja uma correlação entre índices de vegetação específicos e área basal, há uma complexidade na estrutura das florestas tropicais secas que pode não ser totalmente capturada por índices únicos. A combinação desses índices e bandas espectrais com outras variáveis, possivelmente incluindo análise de textura e dados de campo, pode ser necessária para melhorar a precisão das estimativas de área basal e outras métricas dendrométricas em florestas tropicais secas.

Em pesquisas realizadas com essa temática, Almeida *et al.* (2014), utilizaram coeficientes de correlação linear para relacionar a área basal, a altura média por parcela e o volume de madeira por hectare com as bandas espectrais e índices de vegetação do *Landsat 5*. Constatou-se que enquanto a área basal não apresentou correlação significativa, a altura e o volume de madeira se correlacionaram fortemente com as variáveis explicativas, especialmente com a banda vermelha e os índices NDVI e SAVI. Os modelos ajustados tiveram um bom desempenho na previsão dessas variáveis dendrométricas.

Percebe-se que poucos estudos são relacionados a estimativa em área basal por meio de imagens do *Landsat*, há o direcionamento em pesquisas voltadas a biomassa acima do solo. Muhe e Argaw (2022), na floresta afro-montana de Yayu na Etiópia, examinando o uso de bandas multiespectrais, índices de vegetação e variáveis biofísicas de imagens do Sentinel-2 para modelar a biomassa acima do solo (AGB).

Os pesquisadores combinaram sensoriamento remoto com dados de campo, usando equações alométricas para calcular a AGB a partir de medições de diâmetro e

altura das árvores. Eles encontraram fortes correlações entre variáveis biofísicas das imagens e AGB medida em campo. A banda vermelha (MS Band 4) e variáveis de vegetação como LAI, FCOVER e FAPAR, e o índice de combinação de bandas IRECI foram identificados como bons preditores para AGB. O modelo mostrou um coeficiente de determinação ( $r^2$ ) de 0,74 e um RMSE de 0,16 t C pixel<sup>-1</sup>, indicando um desempenho forte.

Os valores estimados de área basal tiveram uma diferença média de 0,00055 e do total de 0,569831% (Tabela 4). Observou-se que por meio do modelo *Random Forest* houve dificuldade para prever valores extremos como observados nos valores mínimos e máximos em relação ao valor de referência.

Tabela 4: Comparativo entre a Área Basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) de campo (Gref) e a estimada (Gest) utilizando o modelo *Random Forest*.

Variável	Mínima	Média	Máxima	Desvio Padrão	Diferença		
					Média Absoluta	Média %	Total %
G(Ref.)	0,002776	0,096434	0,378123	0,063880	-	-	-
G (Est.)	0,027737	0,096983	0,275178	0,041232	0,00055	0,569831	0,569831

A análise dos valores estimados de área basal pelo modelo *Random Forest* indica uma diferença média absoluta de 0,00055 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e uma diferença média percentual de 0,569831% em relação aos dados de referência. A variação nos valores estimados, refletida pelo desvio padrão menor do que o observado nos valores de referência, sugere que o modelo pode não estar capturando totalmente a variabilidade presente nos dados reais.

A diferença nos valores extremos, especialmente nos mínimos e máximos, pode ser atribuída à heterogeneidade intrínseca das florestas tropicais secas, onde a distribuição espacial dos indivíduos arbóreos e a composição das espécies podem variar significativamente entre as parcelas. A precisão do modelo em parcelas com alta densidade de indivíduos versus parcelas com poucos indivíduos pode variar, o que é um desafio comum em modelagem florestal, conforme indicado por estudos como o de Zhao



*et al.*, (2019) que discutem a dificuldade de modelar variáveis florestais em paisagens altamente heterogêneas usando sensoriamento remoto.

Á área estudada apresenta diferentes estruturas, na amostragem realizada existem parcelas, por exemplo, que possui mais de 100 indivíduos, por outro lado, existem parcelas que só apresentam dois indivíduos; em função da complexidade é possível que os valores extremos sejam menos precisos. (Figura 22 - A, B, C, D).

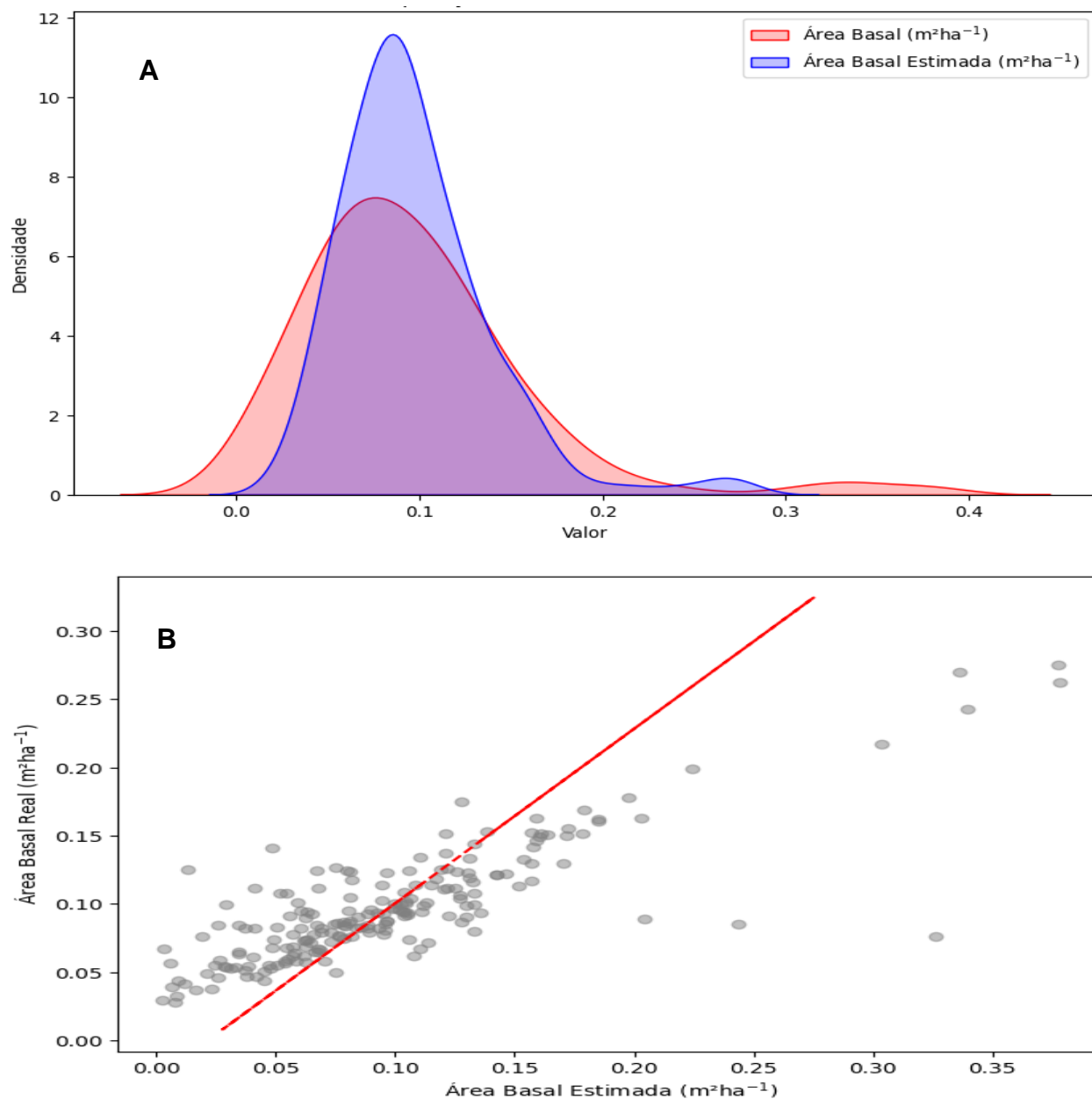


Figura 22 - Distribuição da área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) real e estimada (A e B) e estimativas de acurácia do modelo (C e D) Continua...

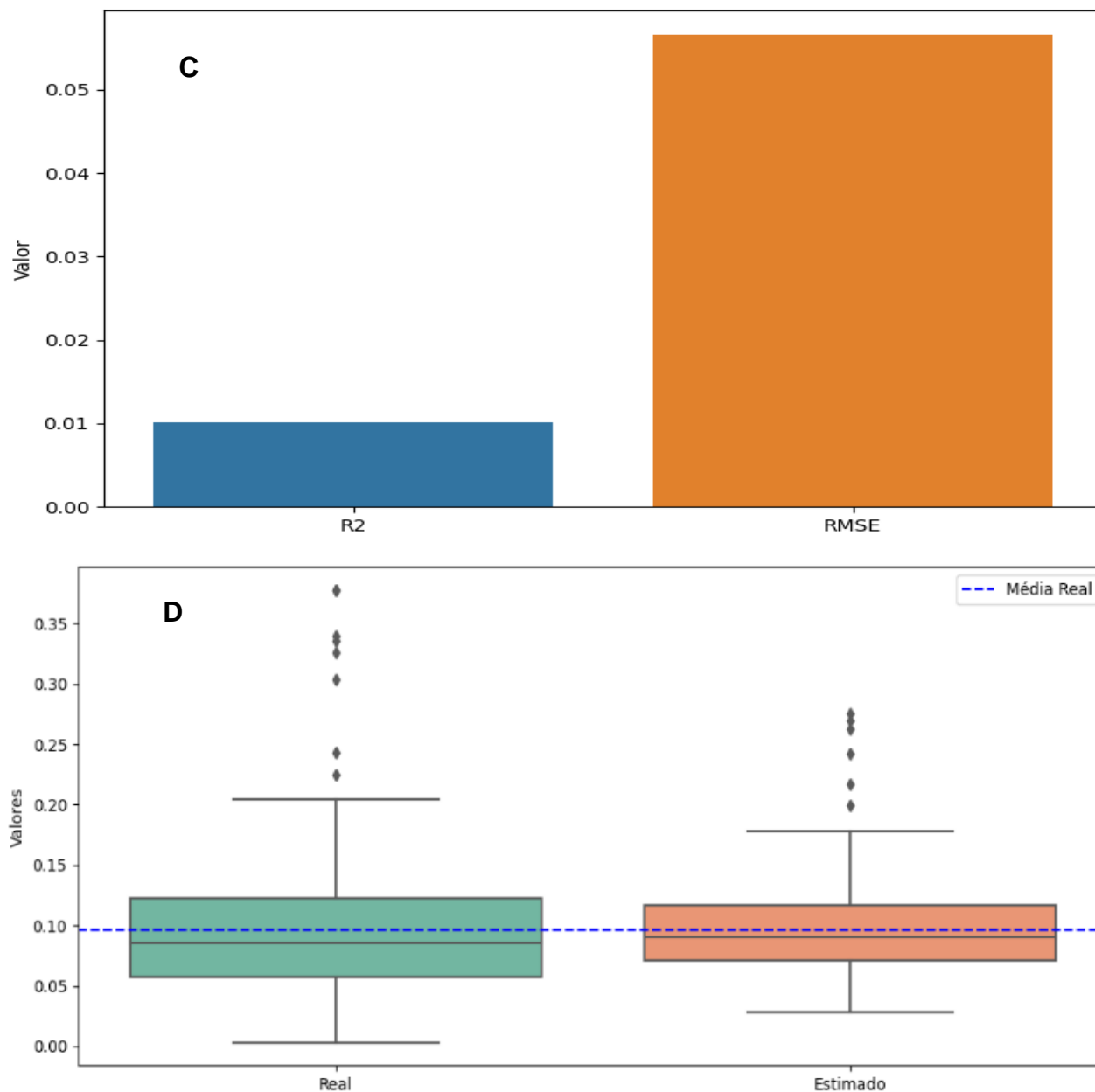


Figura 22 - Continuação.

Os valores do R<sup>2</sup> e RMSE foram de 0,0101 e 0,0566 respectivamente. Demonstrando que o modelo gerado ainda não consegue compreender a complexidade de florestas tropicais secas, ainda mais em relação a área basal.

Utilizando a correlação de *Spearman* para os valores estimados e os valores reais para área basal encontrou-se como resultado uma correlação alta.

Os valores de  $R^2$  e RMSE para o modelo são de 0,0101 e 0,0566, respectivamente, indicando que, enquanto há uma correlação positiva entre as estimativas do modelo e os dados reais, o modelo tem limitações em sua precisão preditiva (Figura 20 – A, B, C, D). O  $R^2$  baixo sugere que o modelo não está explicando a variação nos dados de área basal. No entanto, a correlação de *Spearman* de 0,77 aponta para uma forte relação entre os valores estimados e reais, apesar do erro percentual de 39,09%, que indica a proporção do erro padrão em relação à magnitude dos valores estimados.

Para melhorar essas estimativas seria vantajoso explorar métodos adicionais de calibração do modelo, como o uso de variáveis biofísicas ou de textura que podem ter uma relação mais direta com a área basal. Pesquisas como as de Dalponte *et al.* (2018) ilustram o potencial das variáveis de textura derivadas de imagens de alta resolução para aprimorar a estimativa de variáveis dendrométricas em florestas mistas e heterogêneas.

Para melhorar as estimativas do modelo gerado pelo *Random Forest* foi utilizado o fator de correção que corrige parte da tendência do modelo (Tabela 5).

Tabela 5 - Fator de correção (FC) para a tendência do modelo na estimativa de área basal ( $m^2ha^{-1}$ )

<b>Classe</b>	<b>Intervalo</b>	<b>FC</b>
1	0,0027  - 0,0448	-0,0338
2	0,0448  - 0,0653	-0,0189
3	0,0653  - 0,0850	-0,0113
4	0,0850  - 0,1071	0,0035
5	0,1071  - 0,1353	0,0119
6	0,1353  - 0,3781	0,0448

Após aplicação do fator de correção, destaca a frequência entre as variáveis estimadas e os valores de área basal real (Figura 23 – A, B, C, D). Percebe-se que houve correção principalmente os valores mais subestimados, porém ainda teve problema para os valores extremos.

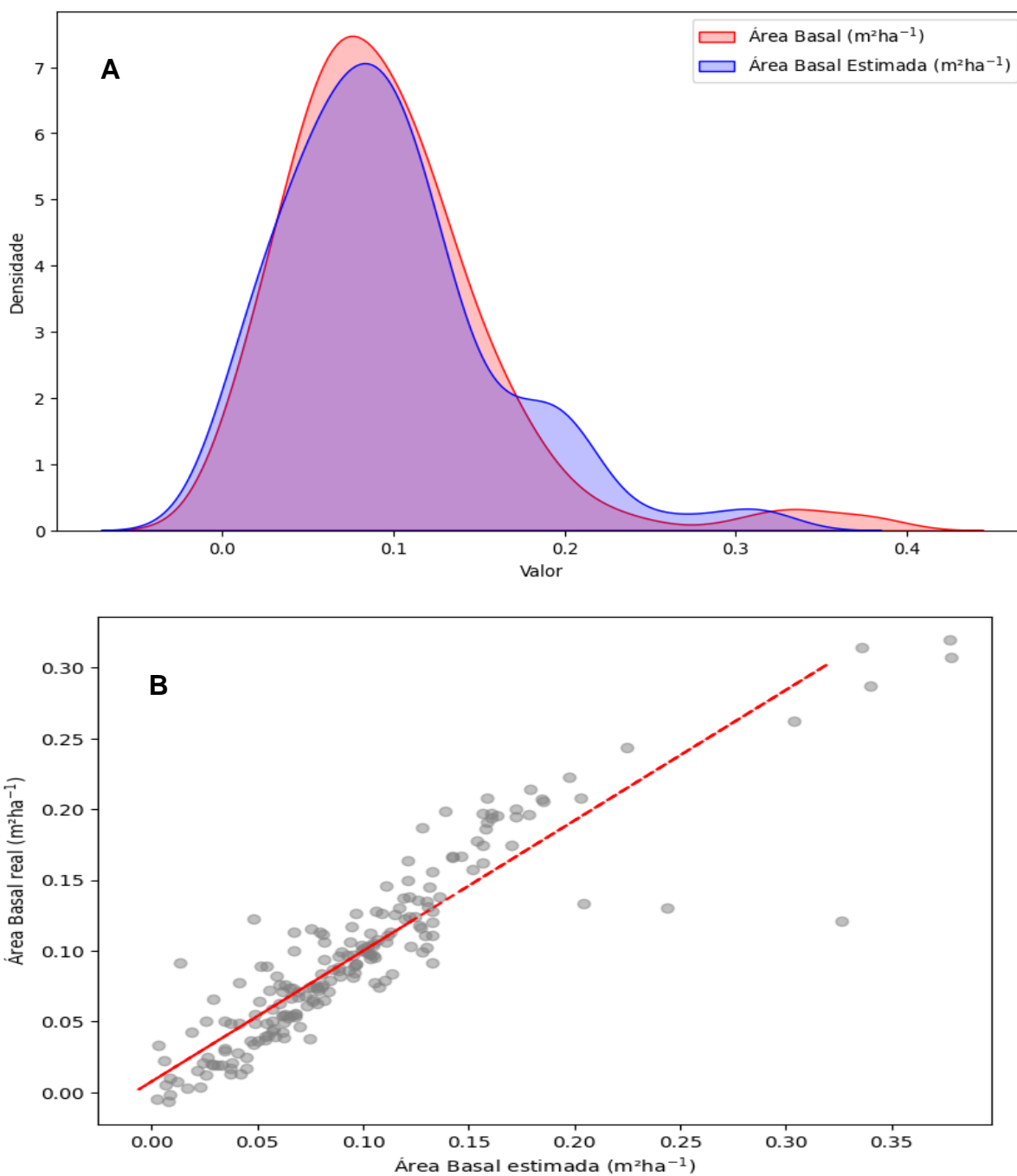


Figura 23 - Distribuição da área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) real e estimada (A e B) e estimativas de acurácia do modelo após a utilização do Fator de Correção (C e D) Continua...

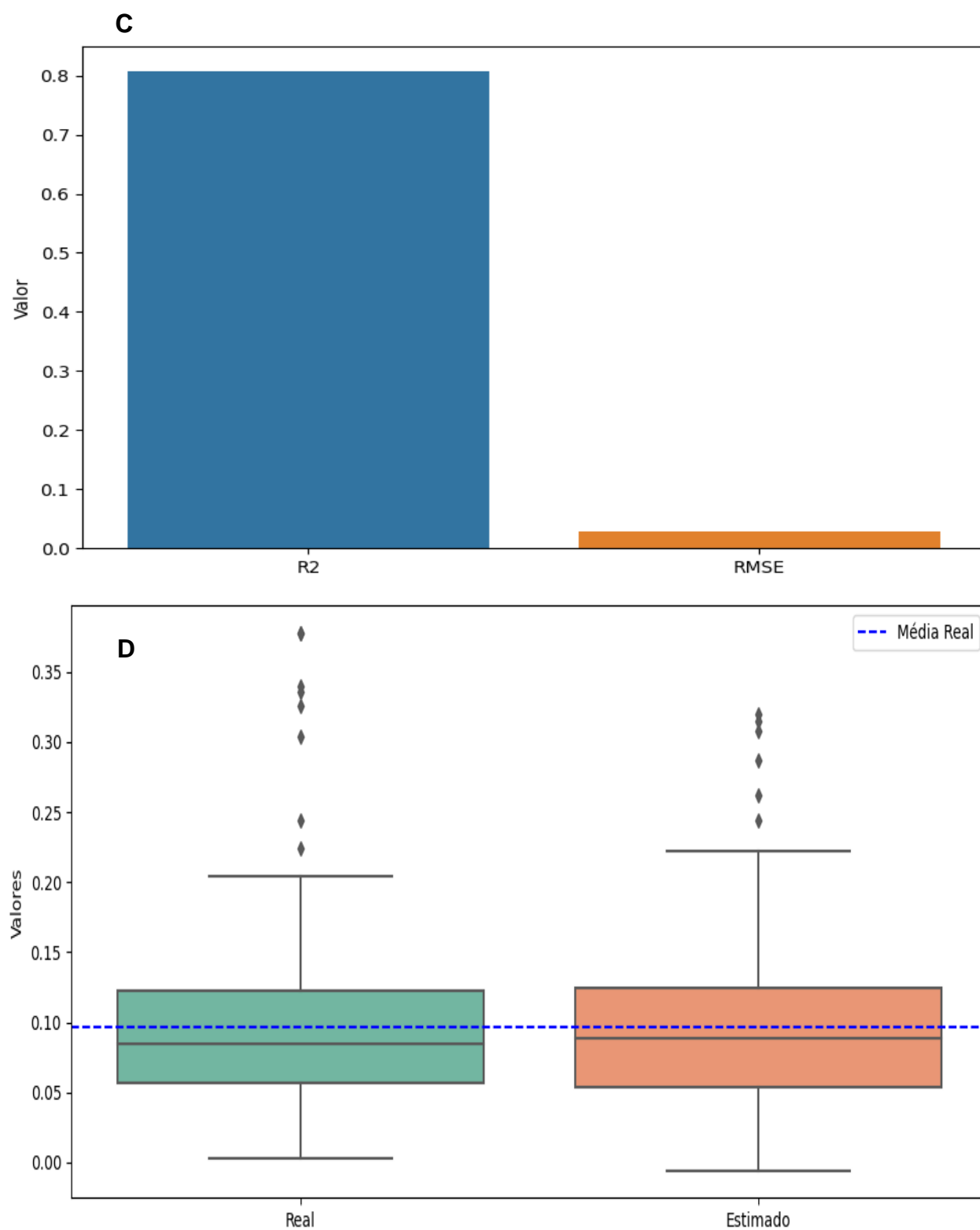


Figura 23 - Continuação.

Com os dados ajustados foi novamente gerado a reta do modelo de acordo com os valores reais e estimados, ajustando os valores que agora permanecem mais próximo da reta.

O gráfico de dispersão (Figura 23 - B) com uma linha de identidade (linha vermelha tracejada), onde os pontos representam estimativas do modelo em comparação com os valores reais mostram os pontos agora mais próximos da linha do que sem a aplicação dos fatores de correção, indicando uma melhoria na precisão das estimativas do modelo.

Breidenbach *et al.* (2016) exploraram a cobertura empírica de estimadores de variância baseados em modelos para a estimativa de volume de madeira em nível de povoamento florestal com auxílio de sensoriamento remoto. Eles destacaram a importância de métodos robustos para estimar o volume de madeira, que é uma variável crítica para o manejo florestal.

Vega *et al.* (2022), desenvolveram um novo algoritmo de estimativa para pequenas áreas que equilibra o efeito da heteroscedasticidade usando fotogrametria aérea digital. O estudo demonstrou que classificar a variabilidade nos dados pode ser uma questão importante ao aplicar fatores de correção.

Breidenbach *et al.* (2016) discutiram a cobertura empírica de estimadores de variância baseados em modelos para a estimativa remota do volume de madeira em nível de povoamento, o que pode oferecer métodos relevantes para o ajuste das previsões de modelos de sensoriamento remoto.

A correlação de *Spearman*, após correção, é de 0,92, indicando uma forte associação entre os dados reais e os dados estimados após a aplicação do fator de correção. Isso implica que os valores estimados agora estão muito mais alinhados com os valores reais, seguindo a mesma tendência de forma mais consistente do que antes da aplicação dos fatores de correção.

O RMSE é de 0,02791, o que representa uma melhoria substancial em relação aos valores anteriores (Figura 23 - C). Um RMSE tão baixo sugere que as estimativas do modelo, após a correção, estão muito próximas dos valores reais, com um erro médio muito pequeno. Isso é um indicativo de alta precisão nas estimativas do modelo corrigido.

O Erro Padrão Percentual foi de 28,94%. Embora ainda represente uma proporção significativa, deve-se considerar que esse valor é uma porcentagem do erro em relação

aos valores estimados, isso se deve pela complexidade da Floresta Tropical Seca que possui alta heterogeneidade. O novo modelo gerado obteve um coeficiente de determinação de 0,80 e um erro quadrático médio de 0,0279.

Trabalhos como os de Cutler *et al.* (2007) sobre *Random Forest* para dados ecológicos e Hastie *et al.* (2009) sobre elementos de aprendizagem estatística discutem a importância de ajustar e validar modelos preditivos para assegurar sua precisão e confiabilidade.

Com base no modelo gerado, foi possível gerar os mapas e compará-los (Figura 24 – A, B, C). O mapa A gerado possui a distribuição espacial com base na área basal calculada em campo, o mapa B com os valores estimados e corrigidos, o mapa C são as diferenças entre o mapa real e o estimado. Percebe-se que os valores estimados para parcelas 10 e 23 possuem os maiores erros estimados provavelmente em função da quantidade de espécies.

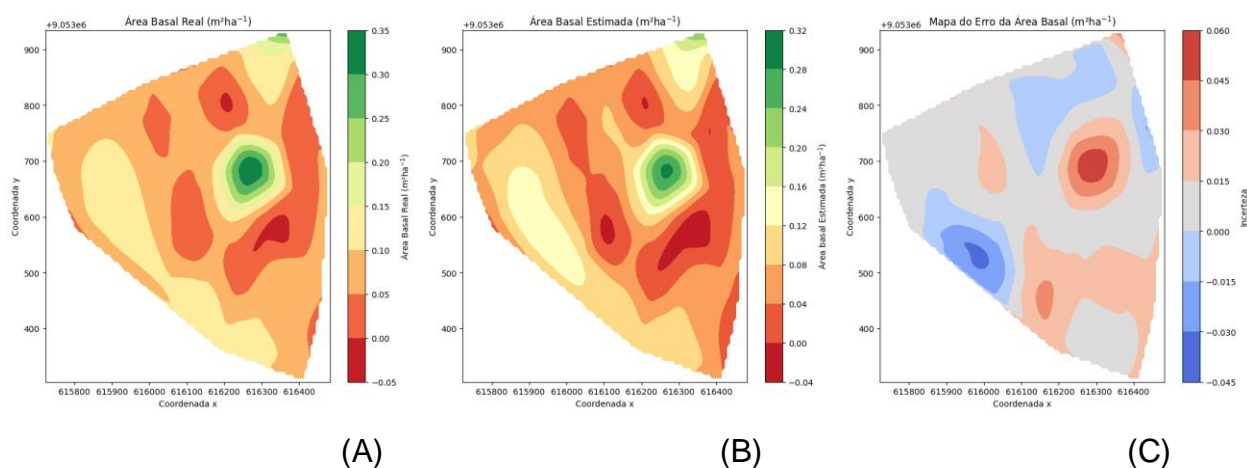


Figura 24 - Distribuição espacial para a área basal real ( $m^2 ha^{-1}$ ) (A); Distribuição espacial para a área basal estimada ( $m^2 ha^{-1}$ ) (B); Erro da distribuição da área basal para a área estudada ( $m^2 ha^{-1}$ ) (C).

#### 4.2.3 Estimativa da dinâmica do incremento Periódico Anual utilizando dados Orbitais e *Random Forest*

A seleção das variáveis pelo critério de correlação de *Spearman* estabeleceu uma redução no número de variáveis explicativas para construção do modelo. Das 17

variáveis espectrais e de índices de vegetação, ficaram 4 apresentando correlação significativa (Tabela 6).

Tabela 6: Correlação entre as variáveis e o Incremento Periódico Anual para a construção do modelo

Variáveis	Correlação	P-Valor
LAI	0,244771	0,000009
NDSI	0,201716	0,000282
Banda_5	0,140582	0,011820
NDVI	0,118150	0,034630

Em que: NDSI= Normalized Difference Snow Index; LAI= Leaf Area Index.

Nota-se que as correlações foram fracas entre as bandas e os índices em relação ao Incremento Periódico Anual. O LAI e NDSI apresentaram as maiores correlações. O Índice de Diferença de Neve Normalizada utilizado para identificar áreas cobertas por neve em imagens de satélite, é calculado utilizando a reflectância no espectro do verde e do infravermelho de ondas curtas (SWIR), onde a neve tem alta reflectância no verde e baixa no SWIR. É amplamente usado no monitoramento de gelo e neve, gestão de recursos hídricos e estudos climáticos. Esse índice descreveu a estrutura florestal da área de estudo, provavelmente pela utilização da banda do verde e da banda do SWIR que é a banda bastante utilizada para estimar conteúdo de água na folha. Poussin *et al.* 2023, realizaram estudo sobre o índice para mapear a neve e separar a neve das nuvens e outras características da superfície, verificando que uma relação consistente entre os valores de NDSI e tipo de cobertura do solo, elevação, estações do ano e medições de profundidade de neve.

No entanto, é possível que o índice possa ser sensível a outras características físicas ou fenológicas da vegetação que por coincidência também respondem às bandas espectrais usadas no NDSI. Por exemplo, áreas de florestas tropicais secas que tenham sido recentemente desmatadas ou queimadas podem exibir uma alta reflectância na banda visível e uma baixa reflectância na banda SWIR devido ao solo exposto ou à



vegetação mais seca, o que pode ter contribuído para que o NDSI seja o índice mais correlacionado.

A banda 7 do *Landsat 5* e 8 corresponde ao infravermelho de onda curta (SWIR), enquanto o NDSI é um índice derivado que utiliza as bandas do visível e SWIR para identificar a presença de neve. No entanto, quando aplicado a estudos fora do contexto de neve, essas bandas podem fornecer informações importantes sobre outras características da superfície terrestre.

A razão entre as bandas visíveis e SWIR pode também realçar outras características da vegetação, especialmente em áreas onde a vegetação é esparsa, como nas Florestas Tropicais Secas. A banda visível pode capturar a clorofila e a saúde geral das plantas, enquanto a banda SWIR é sensível à umidade, conteúdo de biomassa e estrutura celular da vegetação. Portanto, uma correlação positiva moderada com o incremento periódico anual pode indicar variações na vitalidade da vegetação e na umidade do solo, que são fatores relevantes em Florestas Tropicais Secas. A correlação da banda 7 com o incremento periódico anual pode refletir mudanças na biomassa ou na umidade que afetam o crescimento das árvores.

As bandas 1, 2, 3 e 5 são bandas do espectro visível e do infravermelho próximo (NIR). Elas são comumente usadas para calcular índices de vegetação, como o NDVI, que estão diretamente relacionados à fotossíntese e ao vigor das plantas. O LAI (Índice de Área Foliar) é um indicador direto da densidade da folhagem e da atividade fotossintética das plantas. A correlação dessas bandas e do LAI com o incremento periódico anual sugere que eles podem refletir aspectos do crescimento e da saúde das árvores, como a densidade do dossel e a eficiência fotossintética.

É importante destacar que as correlações são moderadas, indicando que, embora haja uma relação entre esses fatores espectrais e o crescimento das árvores, muitos outros fatores não capturados pelo sensoriamento remoto podem influenciar o incremento periódico anual das árvores. Além disso, a correlação por si só não implica causalidade, e uma correlação mais forte poderia ser alcançada combinando essas variáveis espectrais com dados adicionais do terreno e outras variáveis ambientais e biológicas.

Os valores estimados no modelo gerado parecem subestimar ligeiramente o IPA em comparação com os valores de referência (Tabela 7), tanto em termos de média quanto de valores máximos. Além disso, os valores estimados têm menos variabilidade, como mostrado pelo desvio padrão menor. A diferença média absoluta e a diferença percentual são relativamente pequenas, indicando que o modelo de estimativa é bastante próximo do real (Figura 25).

Tabela 7: Comparativo entre incremento periódico anual de campo (IPAref) e o estimado (IPAest) utilizando o modelo Random Forest.

Variável	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão	Diferença		
					Média Absoluta	Média %	Total %
IPAref	0,5835	4,2972	16,5665	2,5897	-	-	-
IPAest	0,8469	4,3573	13,2331	2,0121	0,0601	1,3989	1,3989

Os valores estimados no modelo gerado parecem subestimar ligeiramente os valores mais altos de IPA em comparação com os valores de referência (Tabela 7), e superestimar os valores médios e mínimos. Além disso, os valores estimados têm menos variabilidade, como mostrado pelo desvio padrão menor. A diferença média absoluta e a diferença percentual são relativamente pequenas, indicando que o modelo de estimativa é bastante próximo do real (Figura 25 – A, B, C, D).

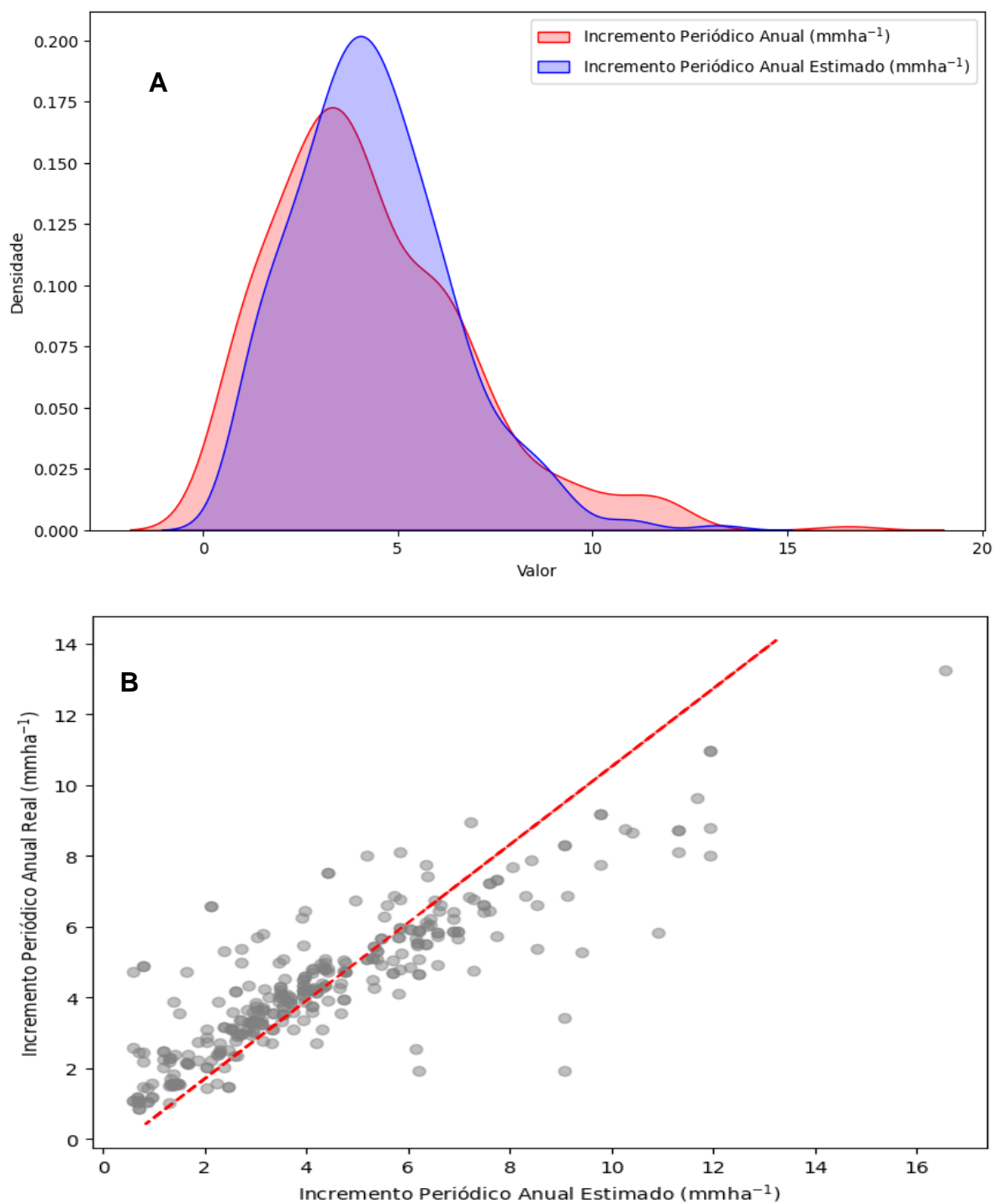


Figura 25 - Distribuição do Incremento Periódico anual (mm ha<sup>-1</sup>) e estimado (A e B) e estimativas de acurácia do modelo (C e D) Continua...

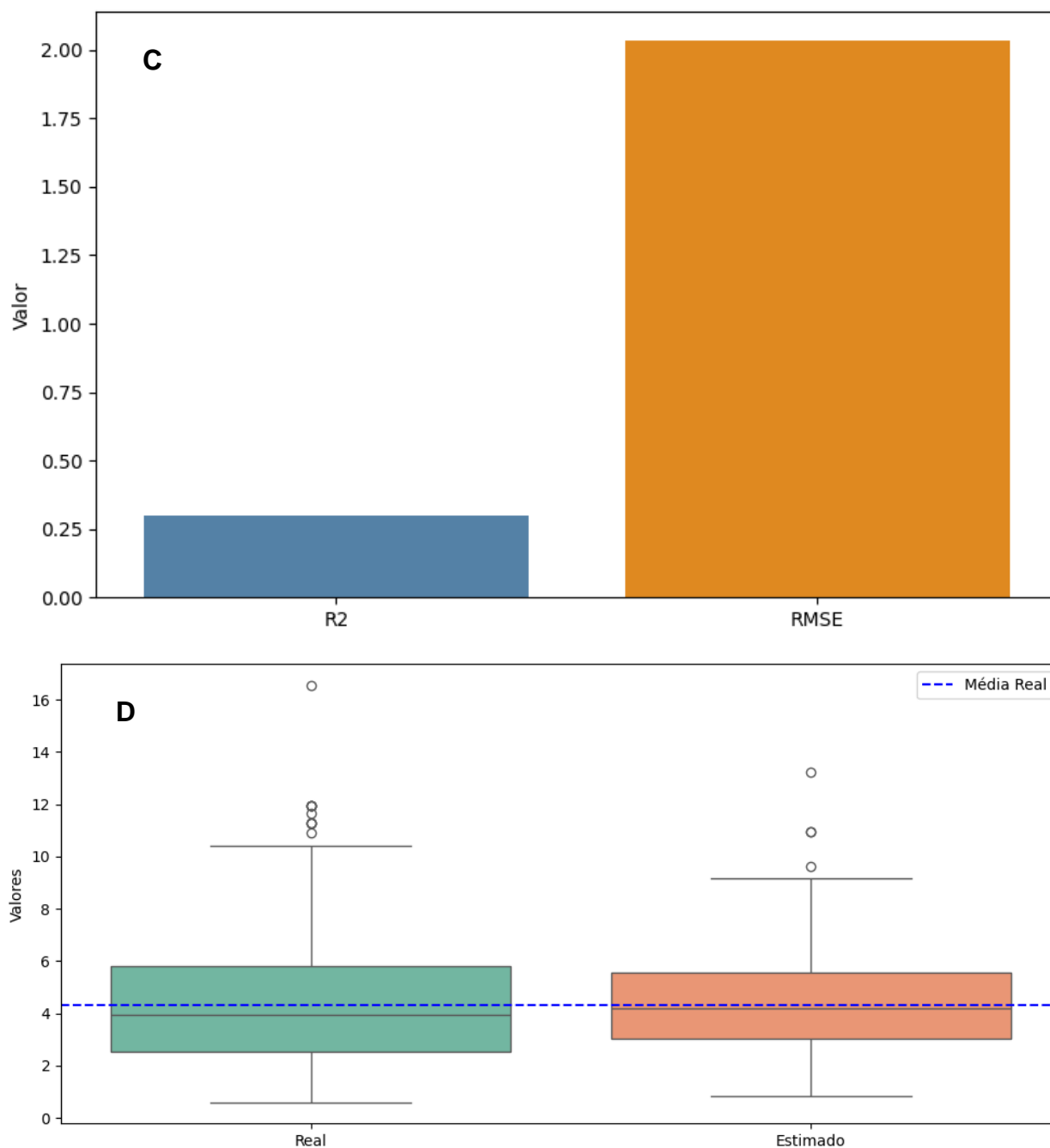


Figura 25 – Continuação.

O pico da distribuição real é ligeiramente deslocado para a direita em comparação com a distribuição estimada, sugerindo que, em média, os valores reais tendem a ser maiores do que os valores estimados (Figura 25 - A). Além disso, a distribuição real tem

uma cauda mais longa para valores maiores, indicando que os valores reais alcançam máximos maiores do que as estimativas.

Percebe-se que muitos pontos estão próximos ou sobre a linha vermelha, o que sugere uma boa correlação entre os valores estimados e reais (Figura 25 - B). No entanto, também há uma quantidade significativa de pontos abaixo da linha, indicando subestimações das estimativas, especialmente para valores mais altos de IPA. Isso é consistente com a tendência observada no primeiro gráfico, onde as estimativas tendem a ser menores para valores mais altos.

O valor de  $R^2$  é 0,2966, ou aproximadamente 29.66% (Figura 25 - C). Este valor indica que aproximadamente 29.66% da variação no IPA real pode ser explicada pelo modelo. Em outras palavras, o modelo tem uma capacidade limitada de prever o IPA, deixando uma grande parte da variação nos dados sem explicação. Um RMSE sugere que, em média, as previsões do modelo diferem do IPA real em cerca de  $2,03 \text{ mmha}^{-1}$

O modelo *Random Forest* para a estimativa de IPA mostra uma forte capacidade de descrever a tendência dos dados reais, mas com erro percentual alto, o que pode limitar sua aplicabilidade. Esse resultado decorre da alta variabilidade dos dados de campo. O valor da correlação de *Spearman* de 0,84657 é promissor e sugere que, com ajustes no modelo ou uso de variáveis adicionais, poder-se-á reduzir o erro percentual e melhorar as estimativas de IPA. Para isso, o modelo gerado pelo *Random Forest* teve introduzido o fator de correção buscando corrigir parte da tendência apresentada pelo modelo (Tabela 8).

Tabela 8: Fator de correção para a tendência do modelo na estimativa de Incremento Periódico Anual.

<b>Classe</b>	<b>Intervalos</b>	<b>FC</b>
1	0,5835  - 1,8916	-0,8685
2	1,8916 - 2,9572	-0,6340
3	2,9572 - 3,9390	-0,4750
4	3,9390 - 4,8921	-0,1901
5	4,8921 - 6,4431	0,2911
6	6,4431 - 16,5665	1,5334

O aumento do  $R^2$  para 0,8242, significa que aproximadamente 88,42% da variância no IPA real agora é explicada pelo modelo (Figura 26 – A, B, C, D), um aumento substancial em comparação com o  $R^2$  anterior sem correção. Isso indica uma melhoria significativa na capacidade do modelo de acompanhar as tendências dos dados reais. Em consequência, a diminuição do RMSE para  $1,08 \text{ mmha}^{-1}$ , significa que a precisão das previsões melhorou.

A melhoria tanto no  $R^2$  quanto no RMSE sugere que a aplicação dos fatores de correção ajudou a alinhar as estimativas do modelo mais de perto com os valores reais, resultando em um modelo mais confiável e preciso. A aplicação de tais correções é uma prática comum em modelagem preditiva e pode ser particularmente útil em situações em que o modelo básico não consegue capturar completamente a complexidade dos padrões subjacentes nos dados.

Trabalhos como os de Breidenbach e Astrup (2016) e Stojanova *et al.* (2006) discutem métodos de pós-processamento de modelos de floresta que incluem ajustes para alinhar as previsões do modelo com dados observados. Isso é muitas vezes necessário em modelagem ecológica e de recursos naturais, onde a complexidade do sistema e a variabilidade natural podem levar a previsões tendenciosas.

Com um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) aumentado e uma redução no Erro Quadrático Médio (RMSE), os novos resultados sugerem que o modelo corrigido agora explica uma porcentagem muito maior da variância nos dados e tem um erro médio de previsão significativamente menor. Isso implica uma melhoria substancial na confiabilidade do modelo para estimar o IPA na floresta tropical seca estudada.

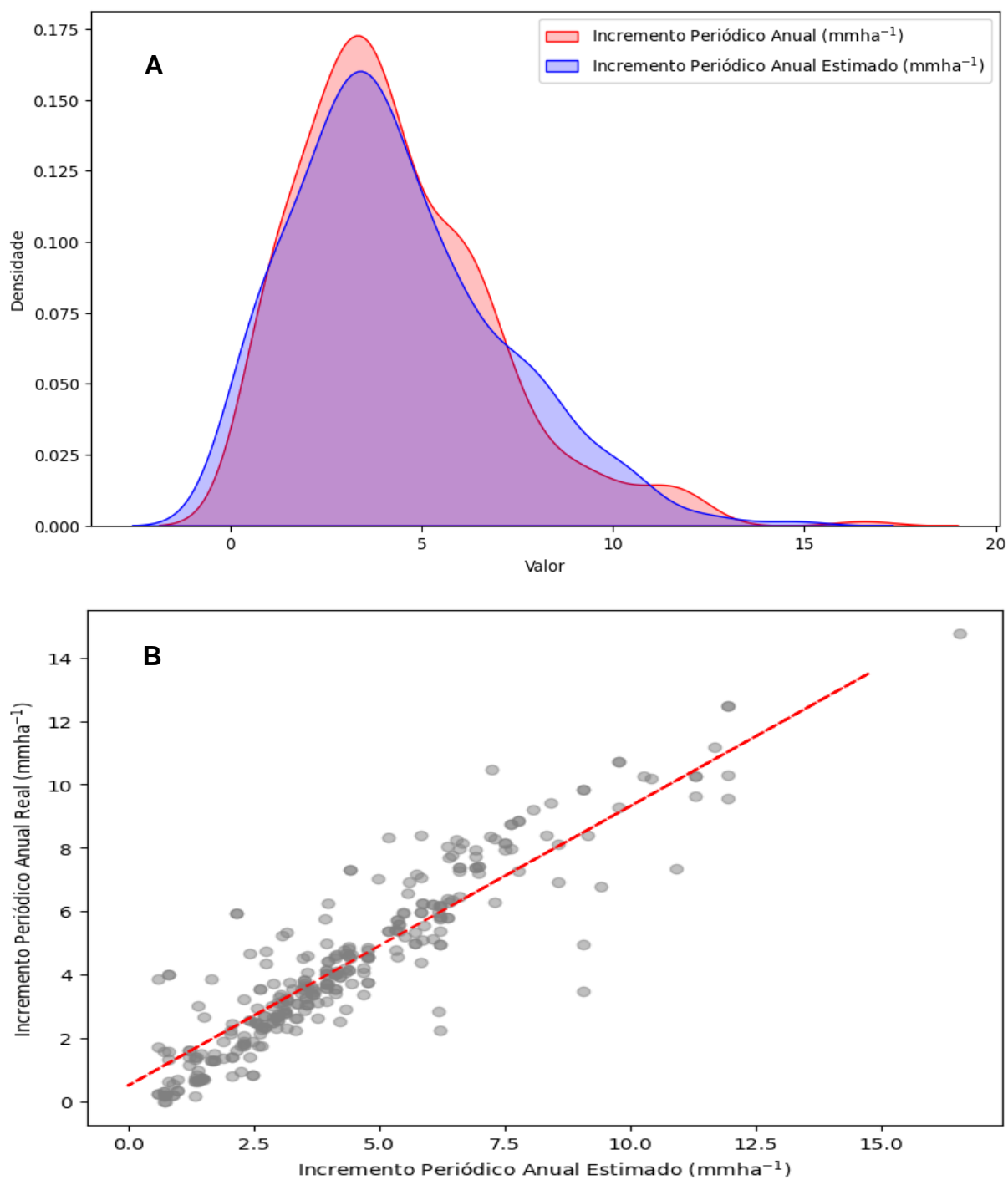


Figura 26 - Distribuição do Incremento Periódico Anual (mm ha<sup>-1</sup>) real e estimado (A e B) e acurácia do modelo após a utilização do Fator de Correção (C e D) Continua...

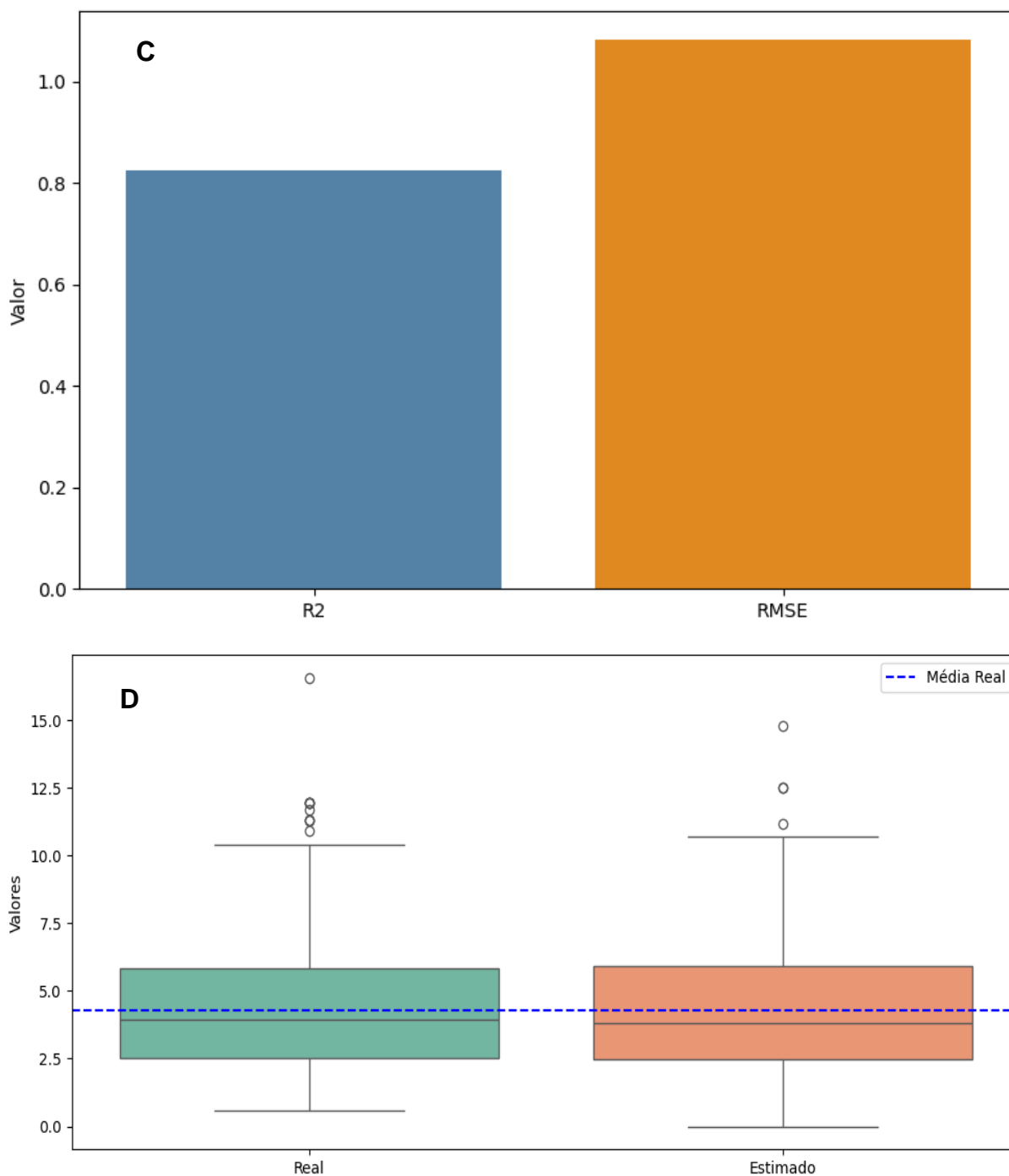


Figura 26 - Continuação.

Com base no modelo gerado, foi possível gerar os mapas e compará-los. O mapa A gerado possui a distribuição espacial com base na área basal calculada em campo, o mapa B com os valores estimados e corrigidos, o mapa C são as diferenças entre o mapa



real e o estimado. Percebe-se que os valores estimados para as parcelas localizadas na 10 e 23 possuem os maiores erros estimados provavelmente em função da quantidade de espécies (Figura 27 – A, B, C).

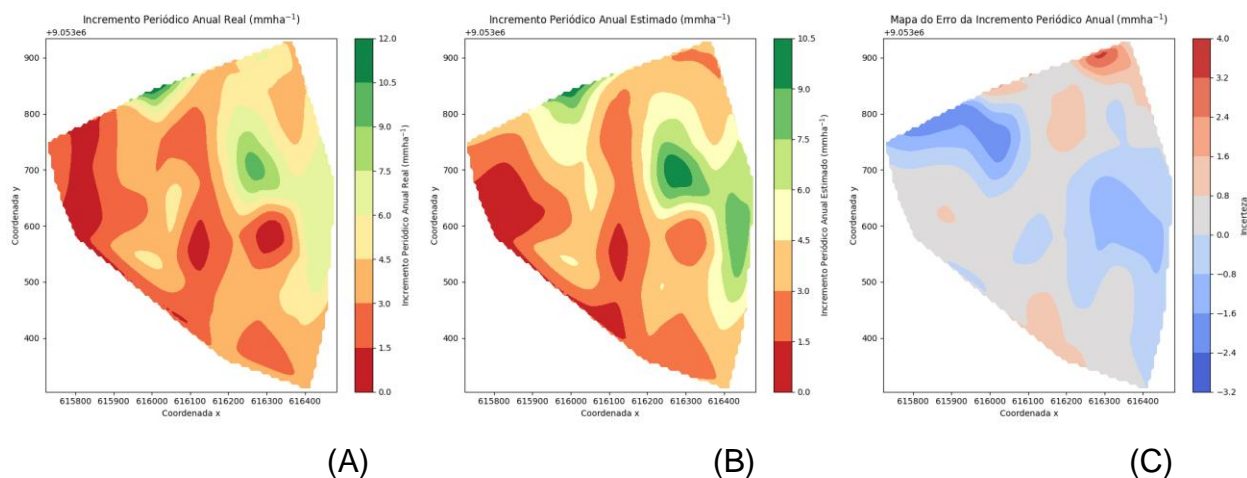


Figura 27 - (A) Mapa de distribuição espacial para a IPA ( $\text{mm ha}^{-1}$ ) real; (B) Mapa de distribuição espacial para IPA ( $\text{mm ha}^{-1}$ ) estimado; (C) Mapa do Erro da distribuição do IPA ( $\text{mm ha}^{-1}$ ) para a área estudada.

#### 4.2.4 Relação entre o Incremento Periódico Anual e a precipitação.

Na Tabela 9 é possível observar que uma relação positiva entre a precipitação e o IPA, onde períodos com maior precipitação estão associados a maiores valores médios de IPA. Isso sugere que a precipitação pode ser um fator importante no crescimento das árvores na Caatinga, um bioma sensível a variações de umidade.

Tabela 9: Valores de precipitação e IPA para os períodos estudados.

Período	Precipitação Média (mm)	Média do IPA (mm)
2011-2013	286,2	4,04
2013-2015	245,9	3,73
2015-2017	372,5	4,23
2017-2019	461,7	6,14

Os valores entre a precipitação média e a média do Incremento Periódico Anual (IPA) é de aproximadamente 0,92. Isso indica uma forte correlação positiva, sugerindo

que, neste conjunto de dados, períodos com maior precipitação tendem a estar associados a maiores taxas de crescimento das árvores. Essa correlação forte é consistente com a ideia de que a disponibilidade de água é um fator importante para o crescimento das árvores na Caatinga.

### 4.3 CARACTERIZAÇÃO FENOLÓGICA DA CAATINGA COM BASE EM DADOS ORBITAIS

#### 4.3.1 Fenologia da vegetação por meio de análise do NDVI

A análise dos dados de NDVI foi realizada utilizando o teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis*, uma vez que os dados não seguiram uma distribuição normal por meio do teste de *Shapiro-Wilk* ( $p\text{-valor} = 2,89 \times 10^{-22}$ ) (Figura 28).

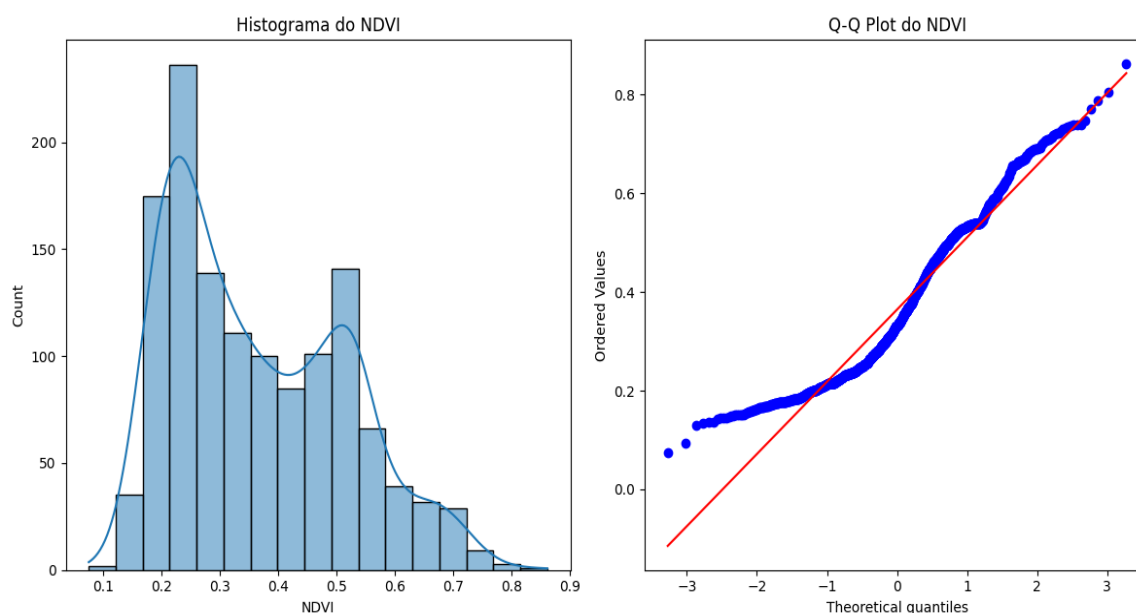


Figura 28 - Distribuição dos valores de NDVI para o período de análise na área de estudo.

A Figura 29 apresenta um gráfico de *boxplot* que ilustra a distribuição dos valores de NDVI para as quatro estações: Verão, Outono, Inverno e Primavera. Os resultados do teste de *Kruskal-Wallis* indicaram uma diferença estatisticamente significativa nos valores de NDVI entre as estações ( $H = 168,97$ ,  $p < 0,001$ ). Este teste compara a mediana dos grupos e é robusto para dados que não seguem uma distribuição normal.

A estação do outono exibiu a maior mediana de NDVI, sugerindo que, durante este período, a vegetação mantém altos níveis de clorofila e vigor. Este resultado pode ser atribuído à continuidade das condições úmidas após o verão, permitindo a manutenção do crescimento vegetal. De acordo com Araújo *et al.* (2012), as condições climáticas favoráveis durante o outono contribuem para a manutenção da biomassa e da atividade fotossintética.

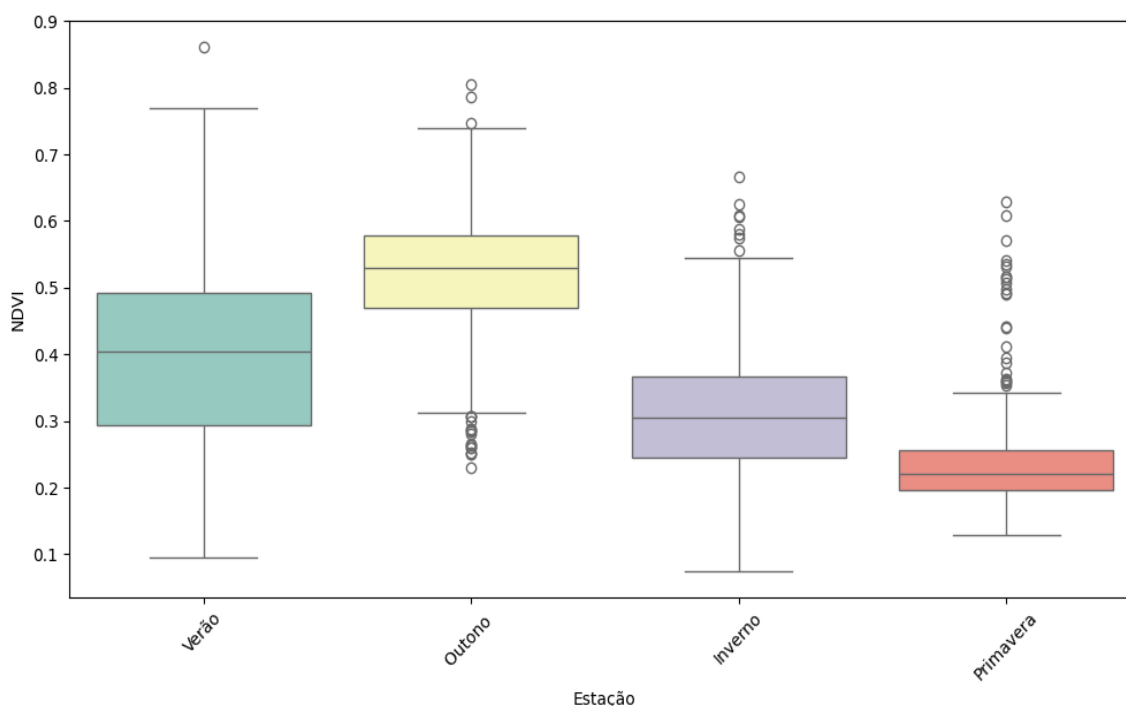


Figura 29 - Distribuição dos valores de NDVI entre as diferentes estações do ano na Caatinga.

No verão, o NDVI apresentou uma distribuição relativamente uniforme. Este resultado é consistente com o aumento da atividade fotossintética e da biomassa durante os meses de verão, quando as condições climáticas são mais favoráveis ao crescimento das plantas na Caatinga. Santos *et al.* (2011) relataram que a maior disponibilidade de água e as temperaturas elevadas no verão promovem uma maior produtividade vegetal.

Durante o inverno, observou-se uma diminuição na mediana do NDVI. Esta estação é caracterizada por menores índices de precipitação e temperaturas mais baixas, o que reduz a atividade fotossintética e resulta em uma menor densidade de

biomassa vegetal. As condições adversas do inverno na Caatinga limitam o crescimento vegetal, refletindo-se em menores valores de NDVI.

A primavera apresentou a menor mediana de NDVI entre todas as estações, com uma maior variabilidade nos valores. Este resultado pode ser explicado pela transição das condições secas do inverno para as condições mais úmidas do verão, resultando em uma recuperação gradual da vegetação. Oliveira (2020) observaram que a transição sazonal na Caatinga influencia significativamente a dinâmica do crescimento vegetal, com a vegetação gradualmente recuperando sua atividade fotossintética à medida que as condições climáticas se tornam mais favoráveis.

A variação sazonal do NDVI observada neste estudo está alinhada com as características climáticas da região semiárida da Caatinga. Durante o verão e o outono, a vegetação responde positivamente às chuvas e às temperaturas favoráveis, refletindo maiores valores de NDVI. Por outro lado, as condições adversas do inverno e a transição na primavera resultam em menores valores de NDVI, destacando a estacionalidade do crescimento vegetal nesta região.

A análise do NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) ao longo do ano, apresentada no gráfico, revela insights valiosos sobre as mudanças fenológicas da vegetação. Utilizando *boxplots* para representar a distribuição mensal dos valores de NDVI e uma linha azul conectando as medianas de cada mês, o gráfico identifica claramente as fases fenológicas cruciais com base em análise estatística. Linhas verticais indicam os períodos de máximo da maturidade, início da senescência, início da dormência e início da maturidade (Figura 30).

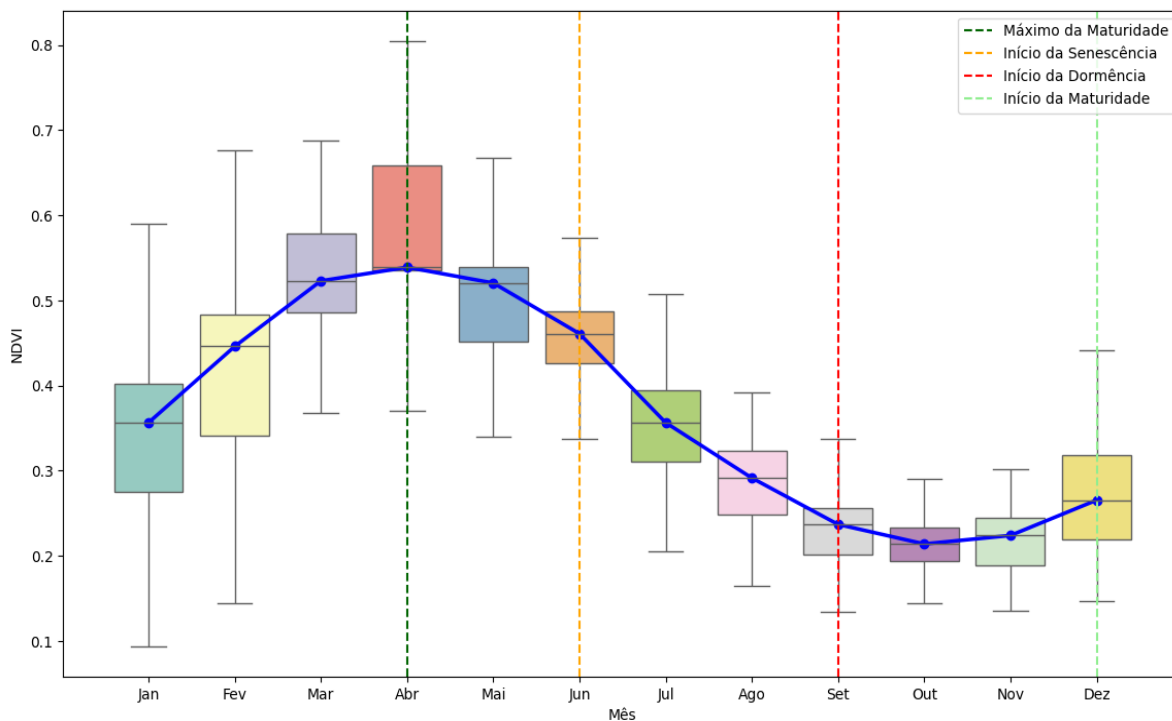


Figura 30 - Análise fenológica do NDVI ao longo do ano no período de 1985 a 2023 na área de estudo.

O ponto de máximo da maturidade, indicado por uma linha verde escura, ocorre em abril. Este período é caracterizado pelo valor mais alto de NDVI, refletindo uma alta densidade de biomassa vegetal e vigor vegetativo. O pico sugere que a vegetação atinge seu desenvolvimento máximo, com folhas plenamente desenvolvidas e alta capacidade fotossintética. Em junho ( $p$ -valor = 0,003217), marcado pela linha laranja, inicia-se a senescência. Durante esta fase, há uma diminuição gradual do NDVI, indicando o início do declínio vegetativo. As plantas começam a reduzir sua atividade fotossintética, e a clorofila nas folhas começa a se degradar, resultando em uma queda nos valores de NDVI, esta queda está relacionada ao fim do período chuvoso na Caatinga.

Setembro ( $p$ -valor = 0,020556), indicado pela linha vermelha, marca o início da dormência. Este período é caracterizado por uma redução significativa no NDVI, sugerindo que a vegetação entrou em um estado de repouso vegetativo. As plantas reduzem drasticamente suas atividades metabólicas e a produção de biomassa, adaptando-se às condições ambientais menos favoráveis. Por fim, dezembro ( $p$ -valor = 0,000107), representado pela linha verde clara, marca o início da maturidade. Após o período de dormência, a vegetação começa a se recuperar, com os valores de NDVI

mostrando um leve aumento. Este ponto marca o início de um novo ciclo de crescimento, com as plantas começando a preparar-se para o próximo período de máximo desenvolvimento.

A análise fenológica apresentada pelo gráfico é fundamental para entender a dinâmica sazonal das comunidades vegetais. As mudanças nos valores de NDVI ao longo do ano refletem respostas adaptativas das plantas às variações climáticas e ambientais.

Este estudo fenológico, baseado em dados de NDVI, oferece uma compreensão detalhada dos padrões sazonais de vegetação. A identificação de pontos críticos de mudança fenológica pode orientar práticas de manejo sustentável e apoiar a implementação de estratégias de conservação. As mudanças detectadas são essenciais para prever como a vegetação pode responder a futuras alterações climáticas, ajudando na tomada de decisões informadas para a preservação dos ecossistemas. Trabalhos de Reed *et al.*, (1994) demonstraram a utilidade do NDVI na detecção de padrões fenológicos em diferentes biomas, evidenciando a Capacidade desse índice em Capturar variações sazonais na vegetação. Da mesma forma, Pettorelli *et al.* (2005) corroboram a eficácia do NDVI como uma ferramenta robusta para monitoramento de mudanças ecológicas e fenológicas, destacando sua aplicação em diversos contextos ecológicos.

#### 4.3.2 Decomposição da série temporal do NDVI

A decomposição da série temporal do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi realizada utilizando o método aditivo, conforme ilustrado na Figura 31 - A. A decomposição permitiu a separação do NDVI em seus componentes de tendência, sazonalidade e resíduo. Cada um desses componentes fornece informações valiosas sobre o comportamento do NDVI ao longo do tempo.

A análise da tendência (Figura 31 - B) revela um comportamento flutuante do NDVI ao longo dos anos, com períodos de aumento e diminuição. Observa-se uma queda significativa na tendência do NDVI durante os anos de 1995 a 2000, seguida por uma recuperação gradual. No entanto, ao observar a tendência geral ao longo de todo o período estudado, é evidente um aumento moderado nos valores do NDVI a partir de

meados dos anos 2000 até 2020. Essa tendência de aumento pode ser associada a diversas mudanças na cobertura vegetal, precipitação e na regeneração da área de estudo que ocorre há quase 40 anos.

Estudos anteriores indicam que a variabilidade climática, incluindo períodos de seca e chuvas irregulares, afeta significativamente a vegetação na região da caatinga (SILVA *et al.*, 2011). Além disso, o abandono da área logo após o corte raso, pode ter contribuído para a recuperação gradual da vegetação.

O componente sazonal (Figura 31 - C) mostra uma variação regular do NDVI ao longo dos anos, indicando a presença de padrões sazonais claros. A caatinga, como ecossistema sazonal, apresenta variações significativas na vegetação em resposta às mudanças sazonais de precipitação (MOURA *et al.*, 2017). Durante a estação chuvosa, a vegetação tende a ser mais densa, refletindo valores mais altos de NDVI, enquanto na estação seca, observa-se uma diminuição nos valores de NDVI em função da perda de folhagem.

O componente residual (Figura 31 - D) destaca as flutuações não explicadas pelos componentes de tendência e sazonalidade. Esses resíduos podem representar eventos extremos ou anomalias que não seguem os padrões sazonais ou tendências gerais, como secas severas ou intervenções humanas (ARAÚJO *et al.*, 2012).

A análise de tendência revelou a resiliência da vegetação da caatinga frente às adversidades climáticas e destaca a importância de políticas de manejo sustentável para preservar este bioma único. A identificação de padrões sazonais claros reforça a necessidade de estudos contínuos sobre a fenologia da vegetação e suas respostas às mudanças climáticas (VIEIRA *et al.*, 2015).

Observou-se uma tendência geral de aumento no NDVI ao longo do período estudado, especialmente após os anos 2000. A compreensão desses padrões é crucial para a implementação de estratégias de conservação e manejo sustentável, especialmente em regiões vulneráveis às mudanças climáticas. Futuros estudos podem se beneficiar da integração de dados de sensoriamento remoto com modelos climáticos para prever mudanças na cobertura vegetal e desenvolver políticas de adaptação mais eficazes.

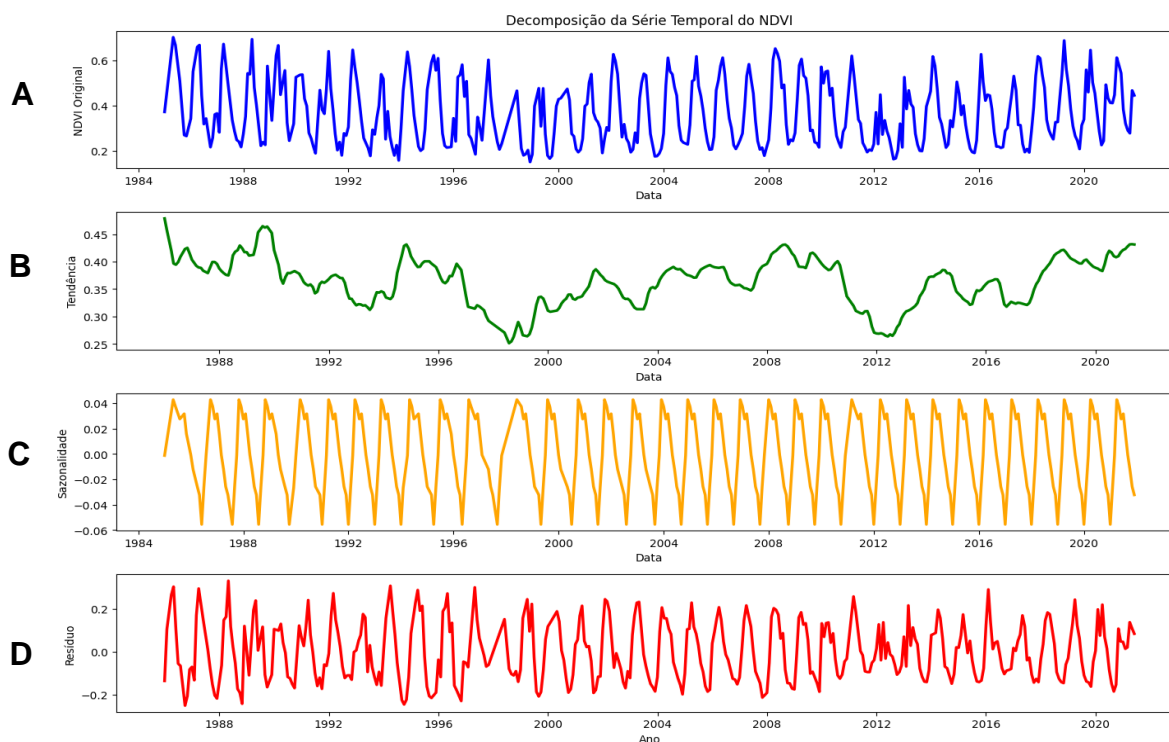


Figura 31- Decomposição da Série Temporal do NDVI para a região de estudo no período de 1984 a 2022. A – NDVI original; B – Tendência do NDVI ao longo do tempo; C – Sazonalidade do NDVI e D – Resíduo do NDVI.

## 5. CONCLUSÃO

A composição florística e diversidade das espécies estudadas apresentaram poucas modificações nos períodos estudados.

A dinâmica de crescimento das espécies foi sensível às variações climáticas de cada estação durante o período estudado. A estiagem ocorrida nos anos de 2012 e 2015 foi o principal fator de modificação estrutural da vegetação.

Os dados *Landsat 5* e *8* demonstraram serem eficientes para uma diferenciação das fases fenológicas estudadas, comprovando que o arranjo espacial influencia diretamente no comportamento da REM refletida, especialmente no NDVI, e permitindo a identificação de diferentes fases fisiológicas das espécies estudadas.

As estimativas geradas pelo *Random Forest* corroboram com os resultados encontrados a campo, o que pode vir a auxiliar no estudo da dinâmica das florestas tropicais secas.



## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A.N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê editorial, 2003. 151p.

ABREU, J. C.; SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C.; ROCHA, S. J. S. S.; TAVARES JÚNIOR, I. S. *et al.* Mixed models for nutrients prediction in species of the Brazilian Caatinga Biome. **Revista Árvore**, v. 47, e4712, 2023. <https://doi.org/10.1590/1806-908820230000012>.

ALBA, E. **Influência e Análise da Cobertura Florestal na Modificação do Albedo com o Uso de Inteligência Artificial e Sensoriamento Remoto**. 2019. 187 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2019. Disponível em: [https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/20707/TES\\_PPGEF\\_2019\\_ALBA\\_ELISIA\\_NE.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/20707/TES_PPGEF_2019_ALBA_ELISIA_NE.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Acesso em: 07 jan. 2021.

ALLEN, K.; DUPUY, J. M.; GEI, M. G.; HULSHOF, C.; MEDVIGY, D. *et al.* Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? **Environmental Research Letters**. v. 12, n.2, p.1-15, 2017. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>.

ALMEIDA, A. Q.; DE MELLO, A. A.; NETO, A. L. D.; FERRAZ, R. C. Empiric relations between dendrometric characteristics of the Brazilian dry forest and Landsat 5 TM data. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.49, n.4, p.306-315, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2014000400009>

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

ALVES JUNIOR, F. T., FERREIRA, R. L. C., SILVA, J. A. A.; MARANGON, L. C.; CESPEDES, G. H. G. Regeneração natural de uma área de caatinga no sertão pernambucano, Nordeste do Brasil. **Cerne**, v.19, n.2, p.229-235, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200006>.

ALVES JUNIOR, F. T.; DALA LANA, M.; LIMA, R.; CESPEDES, G. H. G.; DA SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C. Componentes do crescimento em caatinga arbustivo-arbórea.

In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, 8., 2014, Recife. **Anais...** Recife: UFRPE, 2014. <https://doi.org/10.12702/VIII.SimposFloresta.2014.199-603-1>.

ANDRADE, E. M. A floresta tropical seca, caatinga. As certezas e incertezas das águas. **TRIM**, v.12, p.11-20, 2017. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5922951>. Acesso em: 12 abr. 2024.

APG IV, Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.141, n.4, p.339-436, 2016. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8339.2003.t01-1-00158.x>.

ARAUJO FILHO, J. C. de; BURGOS, N.; LOPES, O. F.; SILVA, F. H. B. B. da; MEDEIROS, L. A. R. *et al.* **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 378p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/69954/1/Boletim-de-Pesquisa-Final-11.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2024.

ARAÚJO, E. J. Estresse abiótico e biótico como forças modeladoras da dinâmica de populações vegetais da Caatinga. In: NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, E. L.; WILLADINO, L. G.; CAVALCANTI, U. M. T. (Eds.). **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**. Recife: Imprensa Universitária da UFRPE, 2005. p. 50-64.

ARAÚJO, E. L.; SILVA, S. I.; TABARELLI, M. Northeastern Brazil: vegetation, climate and impacts of land use changes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 603-614, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400002>.

ARAÚJO, F. S de; RODAL, M. J. N.; BARBOSA, M. R. de V. (Orgs.). **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga**: suporte a estratégias regionais de conservação. Brasília: MMA, 2005. 445 p. Disponível em: [https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-ecossistemas/ecossistemas/biomas/arquivos-biomas/12\\_completo.pdf](https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-ecossistemas/ecossistemas/biomas/arquivos-biomas/12_completo.pdf). Acesso em: 12 jna. 2024.

ASSMANN, E. **The principles of forest yield study**. Oxford: Pergamon Press, 1970. 506 p.

- BARRETO, T. N. A.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALMEIDA, C. C. S.; PINTO, A. V. F. Dynamics of woody species in dry tropical forest (caatinga), Brazil. **Floresta**, v.51, n.1, p.154-163, 2021. <https://doi.org/10.5380/rf.v51i1.67604>.
- BASTIN, J.-F., BERRAHMOUNI, N., GRAINGER, A., MANIATIS, D., MOLLICONE, D. *et al.* The extent of forest in dryland biomes. **Science**, v.356, n.6338, p.635-638, 2017. <https://doi.org/10.1126/science.aam6527>.
- BEERS, T. W. Components of forest growth. **Journal of Forestry**, v.60, n. 4, p.245-248, 1962. Disponível em: [https://aulavirtual.agro.unlp.edu.ar/pluginfile.php/80014/mod\\_resource/content/1/Beers\\_1962\\_Components%20of%20Forest%20Growth.pdf](https://aulavirtual.agro.unlp.edu.ar/pluginfile.php/80014/mod_resource/content/1/Beers_1962_Components%20of%20Forest%20Growth.pdf). Acesso em: 09 jan. 2024.
- BFG. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguesia**, v.66, n.4, p.1085-1113, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566411>.
- BLACKIE, R.; BALDAUF, C.; GAUTIER, D.; GUMBO, D.; KASSA, H. *et al.* **Tropical dry forests: the state of global knowledge and recommendations for future research**. Bogor: Center for International Forestry Research, 2014. 30p. <https://doi.org/10.17528/cifor/004408>.
- BONAL, D.; BURBAN, B.; STAHL, C.; WAGNER, F.; HÉRAULT, B. The response of tropical rainforests to drought—lessons from recent research and prospects. **Annals of Forest Science**, v. 73, n. 1, p. 27-44, 2016. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0522-5>.
- BREIDENBACH, J.; MCROBERTS, R. E.; ASTRUP, R. Empirical coverage of model-based variance estimators for remote sensing assisted estimation of stand-level timber volume. **Remote Sensing of Environment**, v. 173, p. 274-281, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.07.026>.
- BREIMAN, L. Random forests. **Machine Learning**, v. 45, n. 1, p. 5-32, 2001. <http://doi.org/10.1023/A:1010933404324>.
- BUCCI, S. J.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F. C.; SCHOLZ, F. G.; FRANCO, A. C. *et al.* Functional convergence in hydraulic architecture and water relations of tropical savanna trees: From leaf to whole plant. **Tree Physiology**, v. 24, n. 8, p. 891-899, 2004. <https://doi.org/10.1093/treephys/24.8.891>.

- CALIXTO JÚNIOR, J. Y.; DRUMOND, M. A. Estrutura fitossociológica de um fragmento de caatinga sensu stricto 30 anos após corte raso, Petrolina-PE, Brasil. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 2, p. 67-74, 2011. <http://doi.org/10.1590/S0102-311X2010000300005>.
- CANADELL, J. G.; RAUPACH, M. R. Managing forests for climate change mitigation. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1456-1457, 2008. <https://doi.org/10.1126/science.1155458>.
- CAO, S.; YU, Q.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; FENG, J.; RIVARD, B.; GU, Z. Mapping tropical dry forest succession using multiple criteria spectral mixture analysis. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 109, p. 17-29, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.08.009>.
- CARLOWITZ, H. C. von. **Sylvicultura Oeconomica**. Leipzig: Johann Friedrich Braun, 1713. 476p. Disponível em: [https://archive.org/details/bub\\_gb\\_\\_nFDAAAacAAJ](https://archive.org/details/bub_gb__nFDAAAacAAJ). Acesso em: 05 jun. 2020.
- COSTA JÚNIOR, D. S. da. **Padrões de crescimento em floresta tropical sazonalmente seca em relação à variabilidade ambiental no semiárido pernambucano**. 2021. 170 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2021. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/9419>. Acesso em: 11 jna. 2024.
- COSTA JÚNIOR, D. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; SILVA, A. F.; PESSOA, M. M. L. Dinâmica de crescimento de uma floresta tropical sazonalmente seca no semiárido brasileiro. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1594-1616, 2022. <https://doi.org/10.5902/1980509867697>.
- COSTA, C. A. G.; ARAÚJO, J. C.; LOPES, J. W. B.; PINHEIRO, E. A. R. Permanence of Water Effectiveness in the Root Zone of the Caatinga Biome. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 3, p. 692-699, 2016. <https://doi.org/10.1590/1983-21252016v29n320rc>.
- COSTA, E. A.; **Influência de variáveis dendrométricas e morfométricas da copa no incremento periódico de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, Lages, SC**. 2011, 140f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/8689>. Acesso em: 07 fev. 2024.

CUTLER, D. R.; EDWARDS, T. C., JR.; BEARD, K. H.; CUTLER, A.; HESS, K. T. *et al.* Random forests for classification in ecology. **Ecology**, v. 88, n. 11, p. 2783-2792, 2007. <https://doi.org/10.1890/07-0539.1>.

DALLA LANA, M. **Carbono em vegetação lenhosa da caatinga e viabilidade econômica de manejo**. 2017. 141 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/7393>. Acesso em: 10 jan. 2024.

DALPONTE, M.; COOMES, D. A.; MAIER, S. W.; SCHMIDT, M.; KATABUCHI, M. *et al.* Estimating aboveground biomass in tropical forests: Field plot data versus remote sensing. **Forest Ecology and Management**, v. 417, p. 216-228, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.004>.

DICKINSON, M. B.; HERMANN, S. M.; WHIGHAM, D. F. Low rates of background canopy - gap disturbance in a seasonally dry forest in the Yucatan Peninsula with a history of fires and hurricanes. **Journal of Tropical Ecology**, v.17, n.6, p.895-902, 2001. <https://doi.org/10.1017/S0266467401001663>.

DINNO, A. Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. **The Stata Journal**, v. 15, n. 1, p. 292-300, 2015. <https://doi.org/10.1177/1536867X1501500117>.

DUNN, Olive Jean. Multiple comparisons using rank sums. **Technometrics**, v. 6, n. 3, p. 241-252, 1964. <https://doi.org/10.2307/1266041>.

ELIAS, F.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; BUDKE, J. C.; ESQUIVEL-MUELBERT, A. *et al.* Idiosyncratic soil-tree species associations and their relationships with drought in a monodominant Amazon forest. **Acta Oecologica**, v. 91, p. 127-136, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.07.004>.

FERRAZ, J. S. F.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MEUNIER, I. M. J.; SANTOS, M. V. F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da vegetação em duas áreas de caatinga, no município de Floresta, Pernambuco. **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, p. 1055-1064, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600010>.

FERREIRA, R. L. C.; da SILVA, J. A. A.; ALVES JUNIOR, F. T.; de LIMA, R. B.; DALLA LANA, M. Components of growth for tropical dry deciduous forest, Brazil. In: ASA, CSSA

& SSSA INTERNATIONAL ANNUAL MEETING, 2014, Long Beach. **Proceedings...** Long Beach: ASA; CSSA; SSSA, 2014.

FIGUEIRÔA, J. M. de; PAREYN, F. G. C.; ARAÚJO, E. de L.; LIMA, A. L. A.; GOMES, L. J.; TAVARES, F. R. Resiliência de espécies do gênero *Cenostigma* após cortes rasos em áreas de Caatinga. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 3, p. 509-519, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042008000300014>.

FINGER, C. A. G. **Biometria florestal**. Santa Maria: CEPEF/FATEC/UFSM, 2006. 284 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Global ecological zoning for the global forest resources assessment 2000** - Final report. Rome: FAO, 2001. (FAO. Forest Resources Assessment Programme Working Paper, 56).

FREITAS, L. V.; SILVA, J. A. A.; SANTOS, F. M.; COSTA, J. E. M. Capacidade de estabelecimento de espécies da família Fabaceae em áreas perturbadas da Caatinga. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 2, p. 279-287, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000200014>.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J. *et al.* The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental *record* for monitoring extremes. **Scientific Data**, v. 2, n. 150066, p. 1-15, 2015. <http://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>.

GENTRY, A. H. Diversity, and floristic composition of neotropical dry forests. In: BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A., MEDINA, E. (Eds.). **Seasonal dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p.146-194.

GROSSIORD, C.; SEIDL, R.; SIDERIUS, C.; STEINKAMP, J.; HARTMANN, H. *et al.* Tree water dynamics in a drying and warming world. **Plant, Cell and Environment**, v. 40, n. 9, p. 1861-1873, 2017. <https://doi.org/10.1111/pce.12991>.

GUEDES, R. S.; ZANELLA, F. C. V.; COSTA JÚNIOR, J. E. V.; SANTANA, G. M.; SILVA, J. A. Caracterização florístico-fitosociológica do componente lenhoso de um trecho de caatinga no semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, v. 25, n. 2, p. 99-108, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2010000300005>.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R.; FRIEDMAN, J. **The elements of statistical learning**: data mining, inference, and prediction. 2.ed. New York: Springer, 2009. 745p.

HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B.; CUNHA, U. S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Editora da UFPR, 1998. 162p.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest mensuration**. 3.ed. New York: John Wiley & Sons, 1982. 402 p.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2.ed. IBGE, Rio de Janeiro, 2012. 275p. (IBGE. Série Manuais Técnicos em Geociências, 1). Disponível em:

<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 17 fev. 2024.

JAMES, G.; WITTEN, D.; HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. **An introduction to statistical learning** – with applications in R. New York: Springer, 2013. 426p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7138-7>

JANZEN, D. H. Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystem. In: WILSON, E.O. (Ed.) **Biodiversity**. Washington: National Academy Press, 1988. p.130-137.

JARDIM, F. C. da S.; SENA, J. R. C. de; MIRANDA, I. de S. Dinâmica e estrutura da vegetação com DAP  $\geq 5$  cm em torno de clareiras da exploração florestal seletiva, em Moju-PA. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 49, n. 1, p. 41-52, 2008. Disponível em: <https://ajaes.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/223>. Acesso em: 12 fev. 2024.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestres. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 598p.

JOLY, C. A.; AIDAR, M. P. M.; KLINK, C. A.; McGRATH, D. G.; MOREIRA, A. G. *et al.* Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, v. 51, n. 5/6, p. 331-348, 1999. [https://doi.org/10.1007/978-4-431-56591-8\\_13](https://doi.org/10.1007/978-4-431-56591-8_13).

KAYITAKIRE, F.; HAMEL, C.; DEFOURNY, P. Retrieving Forest structure variables based on image texture analysis and IKONOS-2 imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 102, n. 3-4, p. 390-401, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.02.022>.

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583-621, 1952. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>.

KUUSINEN, N.; STENBERG, P.; TOMPPO, E.; BERNIER, P.; BERNINGER, F. Variation in understory and canopy reflectance during stand development in finnish coniferous forests. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 45, n. 8, p. 1077-1085, 2015. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0538>.

LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER, T. E. Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>.

LELLI, C.; FARIA, D.; PACÍFICO, R.; SCHIAVINI, I.; PARDINI, R. Índices de diversidade como indicadores da conservação da vegetação na Caatinga. **Journal of Environmental Management**, v. 241, p. 449-459, 2019. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.092>.

LI, X.; ZHOU, Y.; MENG, L.; ASRAR, G. R.; LU, C.; WU, Q. A dataset of 30 m annual vegetation phenology indicators (1985–2015) in urban areas of the conterminous United States. **Earth System Science Data**, v. 11, n. 881-894, 2019. <https://doi.org/10.5194/essd-11-881-2019>.

LIAW, A.; WIENER, M. Classification and regression by random forest. **R News**, v. 2-3, p. 18-22, 2002. Disponível em: <https://journal.r-project.org/articles/RN-2002-022/RN-2002-022.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2024.

LIMA, B. G. de; COELHO, M. de F. B. Fitossociologia e estrutura de um fragmento florestal da Caatinga, Ceará, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 809-819, 2018. <https://doi.org/10.5902/1980509832095>.

LLOYD, J.; DOMINGUES, T. F.; SCHRODT, F.; ISHIDA, F. Y.; FELDPAUSCH, T. R. *et al.* Edaphic, structural and physiological contrasts across Amazon Basin forest–savanna ecotones suggest a role for potassium as a key modulator of tropical woody vegetation structure and function. **Biogeosciences**, v. 12, n. 12, p. 6529-6571, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-6529-2015>.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 1.ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1992. v. 1. 368 p.



LUZ, N. C.; SILVA, J. A.; PEREIRA, M. E.; COSTA, L. R.; MARTINS, F. J. *et al.* Utilização do SAVI para estimativa da biomassa acima do solo em florestas tropicais secas. **Journal of Environmental Management**, v. 301, p. 113845, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.113845>.

MAHAJAN, S.; TUTEJA, N. Cold, salinity and drought stresses: An overview. **Archives of Biochemistry and Biophysics**, v. 444, n. 2, p. 139-158, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.abb.2005.10.018>.

MARANGON, G. P.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIRA, D. F. S.; SILVA, E. A. *et al.* Estrutura e padrão espacial da vegetação em uma área de Caatinga. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 83-92, 2013. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/download/27807/20139>. Acesso em: 03 out. 2023.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S. *et al.* Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, supl. 1, p. 1973-1985, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Revista Climanalise**, v.4, n. 1, p.49-54, 2016. Disponível em: <http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/revista/pdf/30anos/marengoetal.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2023.

MAYLE, F. E.; BEERLING, D. J.; GOSLING, W. D.; BUSH, M. B. Responses of Amazonian ecosystems to climatic and atmospheric carbon dioxide changes since the last glacial maximum. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 499-514, 2004. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1434>.

MELO, C. L. S. M. S. **Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea no semiárido pernambucano**. 2016. 105 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/7406>. Acesso em: 10 fev. 2024.

MELO, C. L. S. M. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MACHUCA, M. Á. H.; CESPEDES, G. H. G. Dynamics of dry tropical forest after three decades of vegetation

suppression. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, e20171163, 2019. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.116317>.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. de (Orgs.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: Universidade de Brasília, 2012. 264 p. Disponível em: [https://pgcl.uenf.br/arquivos/sensoriamentoremoto3\\_011120181551.pdf](https://pgcl.uenf.br/arquivos/sensoriamentoremoto3_011120181551.pdf). Acesso em: 28 set. 2023.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOV, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491-505, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>.

MOONEY, H.A.; BULLOCK, S.H.; MEDINA, E. Introduction. In: BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p.1-8. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398>.

MOREIRA, A. M. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 4.ed. Viçosa: Editora UFV, 2011. 422 p.

MOREIRA, G. L. **Modelagem de variáveis biofísicas em floresta tropical seca por meio de geotecnologias**. 2021. 151 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2021. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/8939>. Acesso em: 17 fev. 2024.

MOSCOVICH, F. A. **Dinâmica de crescimento de uma floresta ombrófila mista em Nova Prata, RS**. 2006. 264 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/3707>. Acesso em: 15 fev. 2024.

MOURA, M. S. B.; GALVÍNCIO, J. D.; GONÇALVES, W. A.; SANTOS, C. A. C.; SILVA, T. G. F. *et al.* Seasonal and interannual variations of vegetation in the Brazilian semiarid region: the role of climate and land use changes. **Remote Sensing**, v. 9, n. 1, e78, 2017. <https://doi.org/10.3390/rs9010078>.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey and Sons, 1974. 547 p.

- MUHE, S.; ARGAW, M. Estimation of above-ground biomass in tropical afro-montane forest using Sentinel-2 derived indices. **Environmental Systems Research**, v. 11, n. 5, 2022. <https://doi.org/10.1186/s40068-022-00250-y>.
- MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 67-88, 1986. <http://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>.
- NAPPO, M. E.; GRIFFITH, J. J.; MARTINS, S. V.; DE MARCO JÚNIOR, P.; SOUZA, A. L. *et al.* Dinâmica da estrutura diamétrica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento puro de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, v. 29, n. 1, p. 35-46, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000100005>.
- NARVAES, I. S.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Florística e classificação da regeneração natural em floresta ombrófila mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 2, p. 233-245, 2008. <https://doi.org/10.5902/19805098444>.
- NOVO, E. M. L. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4.ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2010. 388 p.
- O'BRIEN, P. C.; FLEMING, T. R. A multiple testing procedure for clinical trials. **Biometrics**, v. 35, n. 3, p. 549-556, 1979. <https://doi.org/10.2307/2530245>.
- OLIVEIRA, C. P. **Biomassa e carbono por meio de inventário convencional e LiDAR em floresta seca no Nordeste do Brasil**. 2019. 120 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/8215>. Acesso em: 03 mar. 2024.
- OLIVEIRA, G. F. S. **Uso de técnicas de sensoriamento remoto para estimar variáveis biofísicas em floresta tropical seca, no município de Floresta - PE**. 2020. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2020. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/8936>. Acesso em: 10 mar. 2024.
- PAREYN, F. G. C.; RIEGELHAUPT, E. M.; GARLET, A.; GARIGLIO, M. A. (Orgs.). **Manejo Florestal na Caatinga: 40 anos de experimentação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2024. 458 p.

- PEDREGOSA, F.; VAROQUAUX, G.; GRAMFORT, A.; MICHEL, V.; THIRION, B. *et al.* Scikit-learn: machine learning in Python. **Journal of Machine Learning Research**, v. 12, p. 2825-2830, 2011. <https://doi.org/10.5555/1953048.2078195>.
- PENNINGTON, R. T.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 261-273, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>.
- PENNINGTON, R.T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Woody plant diversity, evolution and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.40, p.437-457, 2010. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>.
- PETTORELLI, N.; VIK, J. O.; MYSTERUD, A.; GAILLARD, J. M.; TUCKER, C. J. *et al.* Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 9, p. 503-510, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>.
- PIMENTEL, D. J. O. **Dinâmica da vegetação lenhosa em área de caatinga, Floresta – PE**. 2012. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2012. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/5458>. Acesso em: 10 mar. 2024.
- PITMANN, N. C. A.; SILMAN, M. R.; TERBORGH, J. W. Oligarchies in Amazonian tree communities: a ten-year review. **Ecography**, v.36, n.2, p.114–123, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.00083.x>.
- PORTILLO-QUINTERO, C. A.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biological Conservation**, v. 143, n. 1, p. 144-155, 2010. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>.
- POUSSIN, C.; TIMONER, P.; CHATENOUX, B.; GIULIANI, G.; PEDUZZI, P. Improved *Landsat*-based snow cover mapping accuracy using a spatiotemporal NDSI and generalized linear mixed model. **Science of Remote Sensing**, v.7, e100078, 2023 <https://doi.org/10.1016/j.srs.2023.100078>.
- POWELL, S. L.; COHEN, W. B.; HEALEY, S. P.; KENNEDY, R. E.; MOISEN, G. G. *et al.* Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. **Remote Sensing**

**of Environment**, v. 114, n. 5, p. 1053-1068, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.12.018>.

POWERS, J. S.; FENG, X.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A.; MEDVIGY, D. Focus on tropical dry forest ecosystems and ecosystem services in the face of global change. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 9, e090201, 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aadeec>.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <https://qgis.org>. Acesso em: 23 jun. 2023.

QUEIROZ, L. P. **Leguminosas da Caatinga**. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana; Royal Botanic Gardens Kew: Associação de Plantas do Nordeste, 2009. 913p.

QUEIROZ, M. G. de; SILVA, T. G. F. da; ZOLNIER, S.; SOUZA, C. A. A. de; SOUZA, L. S. B. de. *et al*; FERREIRA, W. P. M. Seasonal patterns of deposition litterfall in a seasonal dry tropical forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 279, e107712, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107712>.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 23 jun. 2023.

REED, B. C.; BROWN, J. F.; VANDERZEE, D.; LOVELAND, T. R.; MERCHANT, J. W. *et al*. Measuring phenological variability from satellite imagery. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, n. 5, p. 703-714, 1994. <https://doi.org/10.2307/3235884>.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1992. 747 p.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FIGUEIREDO, M. A. A vegetação do bioma Caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. (Orgs.). **Vegetação e flora da Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2002. Cap. 4, p. 25-36.

RODRIGUEZ-GALIANO, V. F.; GHIMIRE, B.; ROGAN, J.; CHICA-OLMO, M.; RIGOL-SANCHEZ, J. P. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 67, p. 93-104, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2011.11.002>.

ROUSE, J. W. Jr.; HAAS, R. H.; DEERING, D. W.; SCHELL, J. A.; HARLAN, J. C. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. College Station: Texas A&M University, 1974. 371 p. Disponível em: <https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19740022555.pdf>. Acesso em: 23 ago. 2023.

SABINO, F. G. S.; CUNHA, M. C. L.; SANTANA, G. M. Estrutura da vegetação em dois fragmentos de Caatinga antropizada na Paraíba. **Floresta e Ambiente**, v.23, n.4, p.487-497, 2016. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.017315>.

SALAMI, G.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; SILVA, J. A. A.; PESSOA, M. M. L. *et al.* Biomass and carbon balance in a dry tropical forest area in northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 95, n. 4, e20191250, 2023. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320191250>.

SAMPAIO, E. V. S. B. **Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas**. Recife: Brazil Botanic Society; Pernambuco Regional Section, 1996. 415 p.

SANTOS, A. M.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; PRADO, D. E. Phenological patterns of woody species in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil: A comparison across different plant functional types. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, n. 4, p. 571-582, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000400009>.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2018. 356p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/199517/1/SiBCS-2018-ISBN-9788570358004.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2024.

SANTOS, J. R.; NARVAES, I. da S.; GRAÇA, P. M. L. A.; GONÇALVES, F. G. Polarimetric responses and scattering mechanisms of tropical forests in the Brazilian Amazon. In: JEDLOVEC, G. (Ed.). **Advances on Geoscience and Remote Sensing**. 1.ed. Vukovar: NASA/MSFC-USA, 2009. p. 183–206.

SANTOS, N. Á. T. **Dinâmica da floresta seca sob diferentes históricos de uso: distribuição diamétrica de indivíduos e fustes**. 2021. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2021. Disponível em:

dissertacoes/Din%C3%A2mica%20da%20Floresta%20Seca%20sob%20diferentes%20hist%C3%B3ricos%20de%20uso%20distribui%C3%A7%C3%A3o%20diam%C3%A9trica%20de%20indiv%C3%ADduos%20e%20fustes..pdf. Acesso em: 10 mar. 2024.

SANTOS, P. C. dos; SANTANA, A. C. de; BARROS, P. L. C. de; QUEIROZ, J. C. B.; VIEIRA, T. de O. O emprego da geoestatística na determinação do tamanho "ótimo" de amostras aleatórias com vistas à obtenção de estimativas dos volumes dos fustes de espécies florestais em Paragominas, estado do Pará. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 41, n. 2, p. 213-222, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672011000200005>.

SCHWIEDER, M.; LEITÃO, P. J.; PINTO, J. R. R.; TEIXEIRA, A. M. C.; PEDRONI, F. *et al.* Landsat phenological metrics and their relation to aboveground carbon in the Brazilian Savanna. **Carbon Balance and Management**, v. 13, n. 1, e7, 2018. <https://doi.org/10.1186/s13021-018-0097-1>.

SCOLFORO, H. F.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, C. R.; MELLO, J. M.; FERRAZ FILHO, A. C. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-Arid Woodland. **PLOS ONE**, v. 10, n. 6, e0128781, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128781>.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965. <https://doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591>.

SHEPARD, D. A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. In: ACM NATIONAL CONFERENCE, 1968, New York. **Proceedings...** New York: Association for Computing Machinery, 1968. p. 517-524. <https://doi.org/10.1145/800186.810616>.

SILVA, A. F. **Estrutura e dinâmica relacionadas a fatores ambientais em floresta seca submetida ao manejo florestal**. 2023. 135 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2023. Disponível em: [https://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/default/files/testes-dissertacoes/ESTRUTURA%20E%20DIN%C3%82MICA%20RELACIONADAS%20A%20FATORES%20AMBIENTAIS%20EM%20FLORESTA%20SECA%20SUBMETIDA%20AO%20MANEJO%20FLORESTAL\\_0.pdf](https://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/default/files/testes-dissertacoes/ESTRUTURA%20E%20DIN%C3%82MICA%20RELACIONADAS%20A%20FATORES%20AMBIENTAIS%20EM%20FLORESTA%20SECA%20SUBMETIDA%20AO%20MANEJO%20FLORESTAL_0.pdf). Acesso em: 13 mar. 2024.

SILVA, G. F.; DE MENDONÇA, A. R.; DIAS, A. R.; NOGUEIRA, G. S.; DA SILVA, J. A. A. *et al.* **Padronização da simbologia em mensuração e manejo florestal**. Alegre: Os Autores, 2022. 76 p. Disponível em: [https://drive.google.com/file/d/1nrmSQ1zaC-2HLeTbEDtqwdmMVZ1\\_SgRT/view?usp=share\\_link](https://drive.google.com/file/d/1nrmSQ1zaC-2HLeTbEDtqwdmMVZ1_SgRT/view?usp=share_link). Acesso em: 12 mar. 2024.

SILVA, J. M. C. da; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Eds.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. London: Springer International Publishing, 2017. 485 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>.

SILVA, R. C. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MEUNIER, I. M. J.; BERGER, R. Aspectos fisiológicos e de crescimento de *Commiphora leptophloeos* no semiárido brasileiro. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 89, p.11-18, 2017. <http://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.89.1224>.

SILVEIRA, H. L. F. da; GALVÃO, L. S.; SANCHES, I. D. A.; SÁ, I. B. de; TAURA, T. A. Use of MSI/Sentinel-2 and airborne LiDAR data for mapping vegetation and studying the relationships with soil attributes in the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 73, p. 179-190, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.016>.

SPEARMAN, C. The proof and measurement of association between two things. **The American Journal of Psychology**, v. 15, n. 1, p. 72-101, 1904. <https://doi.org/10.2307/1412159>.

STAN, K; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Tropical dry forest diversity, climatic response, and resilience in a changing climate. **Forests**, v. 10, n. 5, p. 443, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10050443>.

STOJANOVA, D.; PANOV, P.; KOBLEK, A.; DŽEROSKI, S.; TAŠKOVA, K. Learning to predict forest fires with different data mining techniques. In: INTERNATIONAL MULTI-CONFERENCE ON INFORMATION SOCIETY, 8., 2006, Ljubljana. **Proceedings...**

Ljubljana: IS, 2006. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/228527438>. Acesso em: 05 jun. 2024.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal. 6. ed. Porto Alegre: **Artmed Editora**, 2017. 888 p.



TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; SABATIER, D.; BARALOTO, C.; SALOMÃO, R. P. *et al.* Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 325-+. 2013. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>.

TROVÃO, D. M. de B. M.; FERNANDES, P. D.; ANDRADE, L. A. de; DANTASNETO, J. Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 307-311, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000300010>.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Landsat mission**. 2020. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov>. Acesso em: 23 fev. 2024.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield**: applications to mixed tropical forests. Wallingford: CAB International, 1994. 312p.

VEGA, C.; RENAUD, J.-P.; SAGAR, A.; BOURIAUD, O. A new small area estimation algorithm to balance between statistical precision and scale. **International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation**, v. 97, e102303, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102303>.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental, 2002. 75 p. Disponível em: <https://app.bczm.ufrn.br/home/#!/item/70758>. Acesso em: 20 set. 2023.

VIEIRA, D. L. M.; PENNINGTON, R. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Phylogenetic patterns in the distribution of the Caatinga flora. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 2, p. 1-12, 2015. <https://doi.org/10.1111/jbi.12345>.

WAN, Z.; HOOK, S.; HULLEY, G. **MOD11A1 v61**. MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity Daily L3 Global 1km SIN Grid V061 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center, 2021. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD11A1.061>.

WERNECK, F. P.; COSTA, G. C.; COLLI, G. R.; PRADO, D. E.; SITES Jr, J. W. Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 3, p. 272-288, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00596.x>.

WILLMOTT, C. J.; MATSUURA, K. Advantages of the Mean Absolute Error (MAE) over the Root Mean Square Error (RMSE) in assessing average model performance. **Climate Research**, v. 30, p. 79-82, 2005. <https://doi.org/10.3354/cr030079>.

WORBES, M. Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caro Forest Reserve in Venezuela. **Journal of Ecology**, v.87, n.3, p.391-403, 1999. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00361.x>.

WORLD WILDE FUND FOR NATURE - WWF. **Terrestrial Ecoregions. Tropical and subtropical dry broadleaf forests**. 2018. Disponível em: <https://www.worldwildlife.org/biomes/tropical-and-subtropical-dry-broadleaf-forests>.

Acesso em: 05 jan. 2024.

ZHAO, K.; POPESCU, S.; XIAO, X.; ZHANG, J.; DAUGHTRY, C. Comparative analysis of modeling algorithms for forest aboveground biomass estimation in a subtropical region. **Remote Sensing**, v. 11, n. 2, p. 234-250, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11020234>.

ZIELONKA, N. B.; CROWTHER, L. P.; SILVA-FERREIRA, V.; OLIVEIRA-REBOUCAS, P.; DICKS, L. V. Restoration and Conservation of Priority Areas of Caatinga's Semi-Arid Forest Remnants Can Support Connectivity within an Agricultural Landscape. **Land**, v. 10, n. 6, e550, 2021. <https://doi.org/10.3390/land10060550>.

ZOU, L.; CAO, S.; ZHAO, A.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Assessing the temporal response of tropical dry forests to meteorological drought. **Remote Sensing**, v. 12, n. 14, e2341, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12142341>.